

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

THÈSE PRÉSENTÉE À:
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAITRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
MUSTAPHA CHERRADI

ÉTUDE DE L'ABONDANCE ET DE LA DIVERSITÉ DES POISSONS
DU FLEUVE SAINT-LAURENT DANS LE SECTEUR DE LA
CENTRALE NUCLÉAIRE DE GENTILLY, QUÉBEC.

JUIN 1987

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RÉSUMÉ

Nous avons étudié l'influence d'un ensemble de paramètres de l'habitat sur l'abondance et la diversité des poissons du fleuve Saint-Laurent au voisinage de la centrale nucléaire de Gentilly.

Pour atteindre ce but, nous avons récolté des poissons à six stations d'échantillonnage de mai à octobre 1985 et étudié 11 facteurs du milieu. Les données obtenues ont permis d'élaborer des modèles mathématiques qui permettent de prédire les valeurs de l'abondance relative totale et de l'indice de diversité de Shannon-Weener appliqué aux poissons capturés.

Nos résultats ont révélé que l'abondance relative totale des poissons est plus importante lorsque l'eau est turbide, le substrat pauvre en limon, riche en argile et que la vitesse du courant est élevée; le modèle obtenu explique 68,9% de la variance totale.

Par ailleurs, lors de l'étude de la diversité, nous avons obtenu un premier modèle qui explique 49,3% de la variation de l'indice de diversité; ce dernier est élevé lorsque le substrat est pauvre en limon, l'eau turbide, la teneur en sulfates élevée et que la végétation est absente.

De plus, lorsque nous avons ajouté deux variables muettes qui distinguent le canal de rejet de la centrale et la zone thermique des autres endroits du secteur étudié, nous avons obtenu un deuxième modèle qui explique 66,2% de la variation de l'indice de diversité.

REMERCIEMENTS

Si, comme le dit le proverbe, "la culture c'est ce qui reste lorsqu'on a tout oublié", la connaissance serait-elle l'art d'oublier un peu pour savoir plus? Peut-être même, fermerions-nous les yeux pour mieux voir!

Mais avant d'ouvrir les yeux sur cette polémique qui s'annonce déjà chaude, j'aimerais rendre hommage à deux personnes qui n'ont pas les yeux fermés, deux personnes chez qui le tact et la simplicité n'ont rien à envier au leadership scientifique, en bref deux êtres que j'admire beaucoup: mon directeur de thèse, Dr. Guy Vaillancourt et le directeur du laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques, Dr. Richard Couture.
Merci Guy, merci Richard.

Je suis reconnaissant aux autres personnes qui m'ont aidé à la réalisation de cette étude.

Aux Docteurs Pierre Magnan et Antoine Aubin pour leur disponibilité et la pertinence de leurs suggestions qui ont été grandement appréciées.

Aux Docteurs Leroy Pazdernick et J.P. Dumas, pour leurs conseils judicieux.

À Messieurs Yvon Thibault, Marc Naud et madame Langlois, biologistes, pour leur précieuse collaboration sur le terrain.

À Messieurs Louis Lamontagne et J.L. Benoît, techniciens de laboratoire, pour m'avoir autorisé à utiliser le matériel scientifique des laboratoires d'écologie et de chimie.

Je sais gré à toute ma famille et à tous mes amis, plus particulièrement Messieurs Yves Marchand et Abdulrahman Odeimat, pour leur soutien moral, financier et pour leurs encouragements le long de cette recherche.

Cette étude fût rendue possible grâce à la participation sous forme de contrat et de bourse de recherche d'Hydro-Québec et du Fonds institutionnel de recherche de l'Université du Québec à Trois-Rivières.

Enfin, je tiens à exprimer ma gratitude à la direction de la formation des cadres du Ministère des Pêches Maritimes et de la Marine Marchande du Royaume du Maroc pour avoir bien voulu élargir l'horizon de ma vie estudiantine.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xiii
INTRODUCTION	1
CHAPITRES	
1. REVUE DE LITTÉRATURE	5
1.1 Les effets de l'altération de l'habitat sur les organismes vivants	5
1.2 Les études écologiques réalisées au voi- sinage du complexe nucléaire de Gentilly . .	13
2. DESCRIPTION DU SECTEUR D'ÉCHANTILLONNAGE	16
2.1 Aire étudiée	16
2.2 Stations d'échantillonnage	17
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	21
3.1 Facteurs de l'habitat	21
3.1.1 Physico-chimie de l'eau	25
3.1.1.1 Alcalinité totale	25
3.1.1.2 Conductivité	25
3.1.1.3 Oxygène dissous	25
3.1.1.4 pH	26
3.1.1.5 Sulfates	27
3.1.1.6 Température	27
3.1.1.7 Turbidité	28
3.1.1.8 Vitesse du courant	29
3.1.1.9 Profondeur	29

3.1.2	Nature du substrat	30
3.1.3	Végétation	31
3.2	Faune ichthyenne	31
3.2.1	Abondance relative totale	31
3.2.2	Diversité	32
3.3	Traitement mathématique des données	33
4.	RÉSULTATS	36
4.1	Facteurs de l'habitat	36
4.1.1	Physico-chimie de l'eau	36
4.1.1.1	Alcalinité totale	37
4.1.1.2	Conductivité	37
4.1.1.3	Oxygène dissous	40
4.1.1.4	pH	40
4.1.1.5	Sulfates	43
4.1.1.6	Température	43
4.1.1.7	Turbidité	46
4.1.1.8	Vitesse du courant	48
4.1.1.9	Profondeur	48
4.1.2	Nature du substrat	51
4.1.3	Végétation	51
4.2	Faune ichthyenne	54
4.2.1	Récoltes des poissons réalisées durant la période d'étude	54
4.2.1.1	Poissons capturés au mois de mai	54
4.2.1.2	Poissons capturés au mois de juin	56
4.2.1.3	Poissons capturés au mois de juillet	56
4.2.1.4	Poissons capturés au mois d'août	59
4.2.1.5	Poissons capturés au mois de septembre	61
4.2.1.6	Poissons capturés au mois d'octobre	63

4.2.2	Abondance relative totale des poissons à chaque station durant la période d'échantillonnage	63
4.2.3	Diversité des poissons capturés à chaque station durant la période d'échantillonnage	66
4.2.4	Analyse factorielle des correspondances	68
4.3	Régression multiple	74
5.	DISCUSSION	84
5.1	Facteurs de l'habitat	84
5.2	Faune ichthyenne	86
5.3	Relation entre les facteurs de l'habitat et l'abondance relative totale des poissons	87
5.4	Relation entre les facteurs de l'habitat et l'indice de diversité de Shannon-Weener appliqué aux poissons	91
	CONCLUSION	93
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	95
	ANNEXES	
I.	Liste des noms scientifiques et français des espèces de poissons capturés (Lagacé <u>et al</u> , 1983)	115
II.	Résultat du test de comparaison multiple de Newman-Keuls effectué sur l'abondance relative moyenne des poissons	117
III.	Résultat du test de comparaison multiple de Newman-Keuls effectué sur l'indice de diversité moyen	118
IV.	Liste des codes utilisés pour l'analyse factorielle des correspondances	119

LISTE DES TABLEAUX

Tableaux	Page
I Calendrier d'échantillonnage pour la période de mai à octobre 1985	22
II Méthodes utilisées pour la mesure de huit facteurs de l'habitat	23
III Méthodes et codifications utilisées pour la mesure de trois facteurs de l'habitat	24
IV Valeurs de l'alcalinité totale ($\text{mg.l}^{-1} \text{CaCO}_3$) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	38
V Valeurs de la conductivité ($\mu\text{s.cm}^{-1}$) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	39
VI Valeurs de l'oxygène dissous (mg.l^{-1}) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	41

		x
VII	Valeurs du pH (unité) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985) . .	42
VIII	Valeurs des sulfates (mg.l ⁻¹) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	44
IX	Valeurs de la température (°C) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	45
X	Valeurs de la turbidité (UTN) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	47
XI	Valeurs codifiées de la vitesse du courant relevées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	49
XII	Valeurs codifiées de la profondeur relevées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	50
XIII	Résultats de l'analyse granulométrique du substrat des stations d'échantillonnage . . .	52

XIV	Valeurs codifiées de la végétation durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)	53
XV	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de mai 1985 (nombre de poissons cap- turés à chaque station)	55
XVI	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de juin 1985 (nombre de poissons cap- turés à chaque station)	57
XVII	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de juillet 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)	58
XVIII	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'août 1985 (nombre de poissons cap- turés à chaque station)	60
XIX	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de septembre 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)	62

XX	Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'octobre 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)	64
XXI	Valeurs des abondances relatives totales de poissons capturés à chaque station durant la période d'échantillonnage (nombre total de poissons capturés à chaque station)	65
XXII	Valeurs des indices de diversité de Shannon- Weener (1949) appliqués aux récoltes de pois- sons dans les stations d'échantillonnage . . .	67
XXIII	Coefficients de régression du modèle prédic- tif de l'abondance relative totale	75
XXIV	Coefficients de régression du modèle prédic- tif de l'indice de diversité	78
XXV	Coefficients de régression du modèle prédic- tif amélioré de l'indice de diversité	81
XXVI	Revue des habitudes alimentaires des espèces de poissons capturés (Scott et Crossman, 1974) . .	90

LISTE DES FIGURES

Figures	Page
1. Carte de la zone de Gentilly indiquant l'emplacement des stations d'échantillonnage . .	18
2. Analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour chaque mois d'échantillonnage selon les deux principaux axes	69
2a. Représentation schématique agrandie d'une partie de la figure 2 montrant l'analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour chaque mois d'échantillonnage selon les deux principaux axes	70
3. Analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour l'échantillonnage total selon les deux principaux axes	72
4. Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif de l'abondance relative totale	77

5.	Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif de l'indice de diversité	79
6.	Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif amélioré de l'indice de diversité	83

INTRODUCTION

Au cours des dernières années, la consommation d'énergie au niveau mondial a constamment augmenté; elle est passée de 700 mégatonnes équivalent charbon en 1960 à environ 9000 en 1975. Si l'on adopte une augmentation annuelle de 5%, on en arrive à 30 000 en l'an 2000 (Frisch, 1977). Le principal effet d'une consommation accrue a été la mise en place par plusieurs pays de programmes énergétiques basés sur le nucléaire ayant pour objectif d'atteindre l'indépendance énergétique. Tout en reconnaissant que l'énergie nucléaire a aidé nombre de pays à augmenter leur production d'électricité, de nombreux problèmes socio-économiques et sanitaires engendrés par cette technologie ont suscité un ensemble de questions ayant trait à l'impact de ces centrales atomiques sur l'environnement (Anonyme, 1979; Krenkel et Parker, 1969).

À part les problèmes écologiques spectaculaires qui sont reliés aux catastrophes nucléaires, il en existe d'autres omniprésents lors du fonctionnement de ces centrales thermiques. En effet, ces dernières sont régies par un principe fondamental de physique (théorème de Carnot) suivant lequel elles ne peuvent fonctionner que si elles reçoivent de la chaleur q_1 d'une source chaude et si elles en cèdent q_2 à une source froide. Ce sont d'énormes quanti-

tés d'eau qui agissent principalement comme agent de refroidissement; celles-ci après avoir capté la chaleur du condenseur sont retournées dans l'environnement pour des raisons de coûts et de facilité d'exploitation. Rappelons que c'est seulement 30% à 40% de l'énergie thermique produite par les centrales énergétiques qui est transformée en électricité, le reste étant rejeté sous forme de chaleur dans les cours d'eau. En conséquence, il en résulte une augmentation de la température qui peut être fatale à la faune aquatique (Dajoz, 1975).

En plus des problèmes créés par les rejets d'eau chaude, il y a ceux engendrés par l'opération mécanique de la prise d'eau tels l'entraînement des petits organismes dans le flot d'amenée et leur passage à travers le circuit de refroidissement, la retenue des plus gros organismes contre les dispositifs de protection installés face aux pompes. Un même organisme peut subir les effets rattachés à la prise d'eau, au rejet d'eau ou encore les effets de l'un suivis des effets de l'autre (Thibault et Couture, 1981).

Les impacts des effluents thermiques sur le milieu sont à l'origine d'importantes études sur le comportement de la faune aquatique (Houston, 1983). Au cours des dernières années, cette problématique a pris beaucoup d'ampleur; ainsi en 1950, on a dénombré uniquement une dizaine de publications (Kennedy et Mihursky, 1969), aujourd'hui c'est par

centaines que l'on compte les études pertinentes et exhaustives (Seay Holt, 1977). À cet égard, soulignons la présence d'une bibliographie importante réalisée par Beltz et al (1974), Coutant (1970, 1972), Coutant et Goodyear (1972), Coutant et Pfuderer (1973), Levesque (1980), Raney et Menzel (1969) et Raney et al (1973) qui traite des effets directs et indirects de la température sur les poissons.

Parmi les conséquences reliées à l'apport calorifique dans les cours d'eau, au niveau des centrales thermiques, on a constaté une modification dans les facteurs biotiques (la compétition inter- et intraspécifique, la prédation, etc) et abiotiques (la concentration en oxygène dissous, le pH, etc) (Levesque, 1980); ceci se traduit généralement par une modification spatio-temporelle dans la composition et l'abondance des espèces de poissons (Eidman, 1978; Stauffer et al, 1974).

Même si aujourd'hui, il existe quelques études sur les poissons du site nucléaire de Gentilly, on constate l'absence d'information sur le rôle des paramètres de l'habitat (la physico-chimie de l'eau, la nature du substrat et la végétation) sur la composition et l'abondance relative totale des poissons; indéniablement ce manque d'information est à l'origine de ce projet d'étude.

Dans le cadre de ce travail, nous avons examiné l'influence d'une série de paramètres de l'habitat sur l'abondance et la diversité des poissons.

Pour atteindre cet objectif, nous avons étudié l'abondance relative totale et la diversité des poissons dans le temps et dans l'espace, dans l'aire touchée par l'effluent thermique et dans l'aire intacte. De plus, nous avons examiné 11 paramètres de l'habitat; ces paramètres sont: l'alcalinité totale, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH, les sulfates, la température, la turbidité, la vitesse du courant, la profondeur, la végétation et la granulométrie.

Les données recueillies ont permis de développer des modèles prédictifs qui expliquent, en partie, les variations de l'abondance relative totale et de la diversité des poissons échantillonnés.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Les effets de l'altération de l'habitat sur les organismes vivants

D'après les données fournies par les études in situ et en laboratoire, il est certain que toute modification des conditions thermiques du milieu aquatique entraîne des perturbations au niveau des organismes qui y évoluent. Les effets thermiques sont souvent subtils et la létalité est, au mieux, un indice grossier des conséquences des changements de la température. Il n'est pas du tout nécessaire de tuer directement les poissons pour éliminer des populations d'une espèce donnée. On peut y arriver aussi facilement, si ce n'est plus lentement et moins manifestement, en agissant sur le potentiel de reproduction, la sensibilité aux agents pathogènes, aux polluants et sur les chaînes alimentaires (Houston, 1983; Levesque, 1980).

Les situations extrêmes, à savoir une mortalité massive des espèces implantées dans le milieu où s'effectue le rejet thermique sont rarement rencontrées. Jusqu'à présent, la littérature nous rapporte seulement deux cas recensés, celui de la centrale de Turkey Point en Floride aux Etats-Unis où

pratiquement toute forme de vie végétale et animale a disparu (Levesque, 1980) et celui de la centrale nucléaire de Gentilly au Canada où il a suffi de quatre mois d'opération du réacteur pour anihiler la faune malacologique dans le cône de déjection et ceci de manière durable puisque deux ans après l'arrêt du réacteur, la situation n'avait pratiquement pas évolué (Vaillancourt et al, 1976).

Parmi les effets d'une augmentation de la température, on note une reproduction hâtive chez les poissons. En effet, des barbus de rivière maintenues dans un étang de décharge d'une centrale thermique à une température de 26,7°C ont frayé deux mois avant celles des rivières avoisinantes (Scott et Crossman, 1974); ce déclenchement hâtif de la reproduction par rapport à la saison habituelle expose les jeunes alevins à divers handicaps tels que: manque de nourriture naturelle et variabilité trop élevée de la température.

Quant aux maladies des poissons, Levesque (1980) constata lors d'échauffement du milieu, le développement et la virulence accrue des bactéries dans leur ensemble, ainsi que le développement de la plupart des parasites et des virus d'eau chaude spécifiques aux espèces de poissons plus thermophiles. De plus, une grande élévation de la température perturbe également les réactions physiologiques

(stress) des poissons et peut ainsi diminuer leur résistance à l'infection (Levesque, op. cit.).

Il n'y a pas seulement les poissons qui peuvent être affectés par les rejets industriels; les autres chaînes alimentaires ne sont pas épargnées. L'importance des relations qui existent entre les différents représentants d'une communauté aquatique fait qu'une perturbation consécutive à un échauffement sur les organismes d'un niveau trophique peut avoir des répercussions pour les niveaux supérieurs. Conséquemment, la disparition des organismes benthiques dans une zone réchauffée peut entraîner un déplacement important des poissons à la recherche de nourriture. Ces derniers comptent parmi eux certaines espèces qui exploitent préférentiellement des types d'habitat où les conditions physiques plutôt que biologiques leurs sont particulièrement favorables (Savard et Moreau, 1982).

Ainsi, plusieurs espèces des zones tempérées sont attirées par les eaux chaudes en hiver et par les eaux froides en été afin de trouver les températures optimales pour leurs processus physiologiques (Nikolsky, 1963). Ce même phénomène a été observé lors des études effectuées sur les conséquences des rejets thermiques sur la faune ichthyenne (Alabaster, 1963; Barkley et Perrin, 1972;

Churchill et Wojtalik, 1969; Clugston, 1973; Elser, 1965; Eidman, 1980; Harold, 1971; Joseph, 1970).

Les problèmes engendrés par les rejets d'eau chaude ont pris une dimension nouvelle du fait de l'augmentation progressive de ceux-ci. Partout à travers le monde les impacts écologiques reliés aux rejets thermiques suscitent craintes et appréhension.

D'importantes études ont été réalisées en France, à la centrale thermique de Montereau située en amont de Paris, Leynaud et Allardi (1974, 1975) ont montré que suite à une augmentation de 7°C, il s'est produit une grande variabilité dans les effectifs et la composition des populations du canal de rejet. Parallèlement aux variations d'effectifs en fonction de la température, ils ont pu constater également des variations importantes dans les représentations spécifiques des espèces au cours de l'année. De plus, les poissons prélevés dans la zone du rejet thermique manifestaient une fragilité accrue se traduisant par des mortalités élevées lors des manipulations expérimentales auxquelles ils étaient soumis après leur capture; cet effet étant constaté dès que la température de l'eau avoisinait ou dépassait 27°C.

À la centrale de Martigues Ponteau, située sur le littoral méditerranéen, les travaux de Bellan-Santini et Desrosiers (1976) qui ont porté sur la composition et

l'évolution des peuplements zoobenthiques de substrats durs, ont démontré que la zone soumise à l'influence du rejet thermique (une augmentation de $7,5^{\circ}\text{C}$) est altérée par rapport à une zone témoin. Cette altération est qualitative et quantitative puisqu'ils ont récolté peu d'espèces et d'individus. Les coefficients de diversité et d'affinité ont montré un déséquilibre plus grand du peuplement dans la station expérimentale et une affinité plus grande avec le faciès d'eau polluée que la station témoin. Par ailleurs, les études de Harmelin-Vivien et al (1976) sur les populations ichthyennes des abords de la centrale, menées entre août 74 et 76, ont montré, par rapport à une zone non-perturbée, que le peuplement ichthyologique de la zone de rejet est relativement pauvre en espèces; ces mêmes auteurs ont constaté l'importance du facteur thermique ainsi que la dynamique du courant existant dans cette zone qui rend difficile l'installation d'autres espèces de poissons.

D'autres études ont été réalisées en Grande-Bretagne. À la centrale thermique de Bradwell située sur l'embouchure de la rivière Blackwater, Levesque (1980) a mentionné dans ses écrits que la mise en service de cette centrale n'a pas eu d'effet significatif sur les pêcheries puisque son implantation n'a pas eu d'impact majeur sur la densité globale des poissons. Par ailleurs, Langford (1971) a constaté une réduction du nombre de familles d'invertébrés dans le panache thermique de 15 centrales thermiques de la

Grande Bretagne; cette réduction variant entre 3 et 35% des familles répertoriées en amont. Cependant, chez les autres centrales, le nombre de familles était plus élevé à l'aval qu'à l'amont puisqu'il a noté une augmentation se situant entre 10 et 40%.

Aux États-Unis, la centrale de Connecticut Yankee a été l'une des premières grandes unités à base nucléaire mise en service. L'échauffement maximal de l'eau produit par la traversée du condenseur est de l'ordre de 12,5°C. Les résultats de l'étude effectuée par Massengil (1976) sur les populations benthiques d'invertébrés ont montré que la faune étudiée a subi d'importantes modifications le long des sept kilomètres de la rive est de la rivière, où les eaux moins profondes sont plus directement affectées par la nappe chaude. La zone de 10,8 ha en contact direct avec la nappe a subi des changements notables dans la composition de la faune benthique, avec des diminutions totales du nombre d'organismes. Par contre, les zones situées en aval de la centrale, au-delà de l'influence de la nappe chaude, présentent une augmentation des populations d'invertébrés benthiques. Rappelons qu'il s'est établi une faune benthique nouvelle et abondante à la suite de la construction du canal de rejet. Les espèces de poissons résidents ont subi des changements notables dans leur abondance relative et dans leur distribution au voisinage de la centrale; il y a eu des diminutions mais nullement

alarmantes. De plus, Merriman et Thrope (1976) ont constaté que le fonctionnement de la centrale n'a pas eu d'impact sur les habitudes de fraie de l'alose, sur le schéma de migration ou sur l'importance de la population qui, chaque année, revient frayer dans sa rivière natale.

Les recherches effectuées, en estuaire, sur le site de la centrale nucléaire "the Cedar Bayou Electric Generating Station" par Johnson (1973) ont montré que les fluctuations dans l'abondance et la distribution de neuf espèces de poissons, dans l'aire de rejet, sont généralement indépendantes de l'activité de la centrale et que la densité de ces organismes est basse en été même si la centrale fonctionne ou ne fonctionne pas. Par ailleurs Jackson (1974) a conclu, dans son étude, que les fluctuations dans l'abondance et la distribution des espèces de poissons dépend de la température de l'effluent thermique, de la saison et de la salinité.

Au Canada, la première centrale thermique de Pickering est située sur la rive nord du lac Ontario à l'est de Toronto. L'échauffement maximal des rejets d'eau est de 8°C et 6°C respectivement à 700m et 1300m du point de rejet. Lévesque (1980) rapporte dans ses écrits que les études menées sur le site de cette centrale ont montré que la densité des poissons est plus importante dans la zone de contrôle et que la composition des populations piscicoles

est différente entre les deux zones. Par ailleurs, on a constaté que dans l'effluent thermique l'activité natatoire des barbottes brunes est lente, la distance parcourue est plus faible et leurs mouvements sont plus désordonnés.

À la centrale de Douglas Point, située sur la rive sud du lac Huron, on a noté un échauffement de l'eau de l'ordre de 8,3°C. Les études menées en 1973 au voisinage de cette centrale ont montré que la densité des populations piscicoles et de la faune benthique était variable selon les sites de prélèvements. À certains endroits, on constatait une nette diminution de la densité de poissons et d'animaux benthiques. Cette dernière pouvant atteindre 50%, dans d'autres endroits par contre, on constatait une certaine augmentation. Les auteurs de ces études supposent que la diminution de la densité peut être attribuée à l'effet combiné de la température et de l'hydrogène sulfureux rejeté de manière intermittente par les industries d'eau lourde (Levesque, 1980).

Même si plusieurs études concernant les divers aspects écologiques du rejet thermique sont disponibles, les particularités de chaque site et par conséquent de chaque habitat font que la transposition de l'information d'un cas à un autre est généralement impraticable (Thibault et Vaillancourt, 1985).

1.2 Les études écologiques réalisées au voisinage du complexe nucléaire de Gentilly

Au Québec, la centrale nucléaire Gentilly 1 appartient au type Candu-BLW (Boiling Light Water) standard de 250 MW électrique . Elle est située dans le parc industriel de Bécancour, sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à environ 5,5 km à l'ouest de la municipalité de Gentilly. Le choix de l'emplacement de cette centrale découle d'une analyse minutieuse de tous les facteurs environnementaux intéressant les centrales thermiques (Bary, 1967; Volders, 1975). Elle est la première au Québec et est entrée en service au mois de février 1971 pour fonctionner jusqu'en novembre 1972. Un suivi de la qualité physico-chimique de l'eau ainsi que de la faune benthique avoisinante a été effectué par Vaillancourt (1973). Ce dernier a démontré que la masse d'eau chaude n'affecte la faune malacologique que sur un secteur bien limité et qu'aucun effet secondaire résultant d'une augmentation de la température sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau n'a été observé à l'exception du pH. Rappelons qu'un seul relevé de la faune ichthyenne est disponible et qu'il a été effectué par Vaillancourt et al (1971) à la sortie du canal de rejet alors que la centrale Gentilly 1 était en phase d'essais préliminaires.

La centrale nucléaire Gentilly 2 est installée sur le même site que celui de Gentilly 1; elle appartient au type Candu-PHW (Pressured Heavy Water) standard de 600 MW électrique. Le réacteur a été mis en marche en septembre 1983 et en première période d'exploitation commerciale au début d'octobre 1983.

Les études réalisées par Nadeau et al (1984), sur le site de la centrale Gentilly 2, ont montré que les composantes tant physico-chimiques que benthiques qui caractérisent le plan d'eau sont sujettes à des variations naturelles et que la faune ichthyenne est relativement diversifiée dans le secteur. De plus, Thibault et Vaillancourt (1985) ont constaté que la faune fréquentant le canal de rejet est la plus diversifiée (15 espèces) et se distingue de celle des autres stations (7 espèces exclusives au canal de rejet); parmi les espèces importantes, certaines sont très attirées (barbue de rivière) dans cet habitat particulier; d'autres plus ou moins (perchaude), d'autres encore fréquentent le canal lorsque la température leur convient (doré jaune, grand brochet) et certaines évitent ce canal de façon systématique (barbotte brune, carpe). Pour l'ensemble de la zone étudiée, trois espèces dominant: le meunier noir, le grand brochet et la perchaude. Le meunier noir et le grand brochet semblent bien se porter, tandis que la perchaude (surtout depuis 1980) et la barbotte brune semblent en baisse progressive (Thibault et Vaillancourt, op. cit).

Plusieurs aspects environnementaux du fleuve Saint-Laurent, secteur Gentilly, ont également déjà fait l'objet d'études particulières. En effet, les recherches ont porté principalement sur l'étude du benthos (Vaillancourt et Aubin, 1972; Vaillancourt, 1975; Vincent et Vaillancourt, 1977a, 1977b, 1978; Vincent, 1979, 1981, 1983; Vincent et al, 1982), de la végétation (Blanchard et al, 1976; Lacoursière et al, 1975), du phytoplancton (Ahmad, 1976; Contant, 1977), de la physico-chimie de l'eau (Dumas et al, 1976, 1977), de la sauvagine (Lehoux et Bourget, 1977; Vaillancourt et Caron, 1976) et de la faune ichthyenne (Couture et al, 1975, 1976).

CHAPITRE 2

DESCRIPTION DU SECTEUR D'ÉCHANTILLONNAGE

Le réacteur nucléaire Gentilly 2 a été mis en marche en septembre 1983 et est entré en première phase d'exploitation commerciale au début d'octobre 1983. Il a alors fonctionné jusqu'à avril 1984, cessant d'opérer en juillet de cette même année, pour ensuite fonctionner à puissance réduite (50%) de juillet jusqu'au 6 novembre 1984. Le réacteur a été arrêté à deux reprises au cours de cette phase; du 22 septembre au 5 octobre, soit pendant deux semaines, et le 26 octobre pendant quelques heures.

Du 6 novembre 1984 au 26 avril 1985, le réacteur a opéré à pleine puissance. Du 26 avril au 25 juillet, la puissance fut réduite à 50%, puis ramenée à 100% pour deux semaines, soit jusqu'au 8 août 1985. Le fonctionnement de la centrale thermique fut alors interrompu jusqu'au 3 novembre, date à laquelle le réacteur fut remis en marche.

2.1 Aire étudiée

La zone étudiée appartient au haut estuaire supérieur du Saint-Laurent. Elle se situe à environ 40 km en aval du lac Saint-Pierre au voisinage du village de Gentilly. À cette hauteur, la largeur approximative du fleuve est de 4,1

km et son débit moyen est de $10\,500\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Le secteur prospecté est caractérisé par l'existence d'une marée d'eau douce de faible amplitude (maximum de 0,9m à côté de la localité de Champlain) et par l'absence d'inversion totale du courant (Rousseau, 1967; Dionne, 1973). D'importants déplacements latéraux des masses d'eau peuvent cependant s'y produire au cours d'un cycle tidal (Vincent et Vaillancourt, 1980).

La zone étudiée s'étend sur environ neuf kilomètres, de la jetée ou installation portuaire de Bécancour à la baie en face du village de Gentilly (figure 1), elle englobe une batture qui sépare le chenal nord du chenal sud du Saint-Laurent. Cette section du fleuve a été décrite en détail sous la forme de cartes biotypologiques (Vincent et al, 1979). Ces cartes définissent et mettent en relation les principaux éléments biotiques et abiotiques composant le milieu aquatique prospecté.

2.2 Stations d'échantillonnage

Le choix des stations se fonde sur les études de Nadeau et al (1984). Six stations d'échantillonnage ont été retenues à cause de leur position stratégique. Cinq des six stations ont été utilisées pour le programme de suivi environnemental réalisé sur le site par Thibault et Vaillancourt (1985). L'identification des stations est semblable à

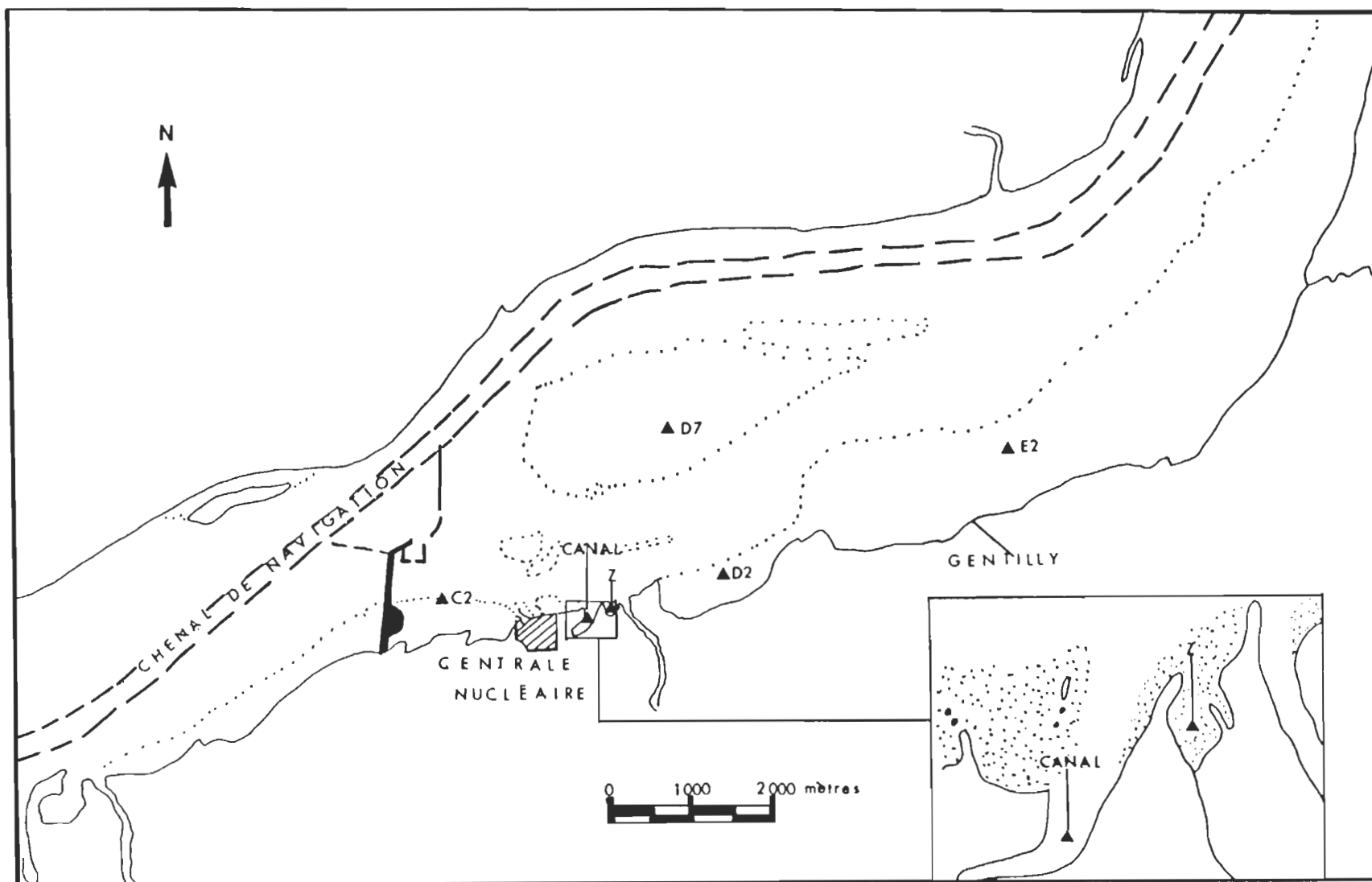


Figure 1: Carte de la zone de Gentilly indiquant l'emplacement des stations d'échantillonnage

celle utilisée dans les études antérieures. Rappelons qu'à l'exception du canal de rejet, les profondeurs d'eau et la vitesse du courant sont très faibles ($0,1 \text{ m.s}^{-1}$); le faciès est lentique et la zone, littorale.

La station C2 est située à environ 600 m en amont de Gentilly et à 400 m de la rive sud. L'herbier riparien est constitué surtout par Scirpus acutus ainsi que Myriophyllum exalbescens.

La station du canal se trouve dans le canal de rejet. La profondeur atteint 3 m, la largeur varie entre 20 et 100 m, la longueur du canal est de 600 m. La végétation qui colonise les rives, à la sortie du canal, est constituée de Scirpus acutus et de Myriophyllum exalbescens.

La station Z se situe dans la petite baie entre la sortie du canal de rejet et l'embouchure de la rivière Gentilly. La végétation comprend surtout du Myriophyllum exalbescens et un peu de Potamogeton Richardsonii. Cette station a été choisie parce qu'elle représente une zone susceptible de subir des variations de température et conséquemment de mettre en évidence l'influence d'une variation de température substantielle.

La station D2 se situe à environ 2,5 km en aval de Gentilly. La végétation est constituée surtout de Myriophy-

Ium exalbescens, Potamogeton Richardsonii, Scirpus acutus et Scirpus americanus.

La station D7 se trouve dans la grande batture de Gentilly. La végétation est à prédominance de Myriophyllum exalbescens.

La station E2 se situe dans la baie de Gentilly à environ 800 m de la rive sud. La végétation est constituée de Myriophyllum exalbescens, Potamogeton Richardsonii, Scirpus acutus et Scirpus americanus.

Les stations canal, Z et D2 sont les stations expérimentales qui se retrouvent sur le parcours de l'effluent thermique.

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'échantillonnage a été effectué à chaque mois, de mai à octobre 1985. Au cours de cette période, nous avons prélevé du substrat, des échantillons d'eau requis pour les analyses physico-chimiques et réalisé des pêches de poissons adultes. Le tableau I présente les dates d'échantillonnage ainsi que le fonctionnement du réacteur exprimé en pourcentage de puissance neutronique. Nous avons retenu 11 facteurs de l'habitat; le choix s'est fait en fonction de leur importance pour la qualité de vie de la faune ichthyenne. La nature du substrat est déterminée par la granulométrie du sédiment. La physico-chimie de l'eau est représentée par la mesure de l'alcalinité, de la conductivité, de l'oxygène dissous, du pH, des sulfates, de la température, de la vitesse du courant, de la profondeur et de la turbidité. Nous avons également tenu compte de la végétation. Par la suite, nous avons entrepris l'étude de l'abondance relative totale et de la diversité des poissons.

3.1 Facteurs de l'habitat

Les tableaux II et III présentent les méthodes utilisées pour la mesure des paramètres retenus.

Tableau I

Calendrier d'échantillonnage pour la période de mai à octobre 1985.

Date	Puissance neutronique du réacteur	Prélèvements effectués	
		eau	poisson
27-30 mai	50	+	+
25-27 juin	50	+	+
22-24 juillet	50	+	+
19-21 août	0	+	+
24-26 septembre	0	+	+
21-23 octobre	0	+	+

Tableau II

Méthodes utilisées pour la mesure de huit facteurs de l'habitat

Paramètre	Méthode
Alcalinité (mg.l ⁻¹ CaCO ₃)	Titration potentiométrique avec H ₂ SO ₄ , 0,02N (A.P.H.A., 1980); Précision: ±1mg.l ⁻¹ CaCO ₃ .
Conductivité (µmhos.cm ⁻¹)	Conductimètre YSI modèle 33 (205; A.P.H.A., 1980); précision: ±0,5%.
Granulométrie	Méthode de Bouyoucos (1936); précision: moyenne.
Oxygène dissous (mg.l ⁻¹)	Méthode de Winkler avec modification à l'azide (A.P.H.A., 1980); précision: ±0,05 mg.l ⁻¹ .
pH	Méthode électrométrique: pH mètre Fisher accumet modèle 230 A; précision: ±0,02 unité.
Sulfates (mg.l ⁻¹)	Turbidimètre après précipitation des sulfates par le BaCl ₂ (A.P.H.A., 1980); précision: ±0,01 mg.l ⁻¹ .
Température (°C)	Thermomètre YSI modèle 43 avec sonde thermique YSI no 401; précision: ±0,5 °C.
Turbidité (UTN)	Radio-turbidimètre Hach modèle 18 900; précision: ±0,05 UTN.

Tableau III

Méthodes et codifications utilisées pour la mesure de trois facteurs de l'habitat

Paramètre	Méthode	Codification
Vitesse du courant (m.s ⁻¹)	Courantomètre (Large rotor S 2030-R2)	1 : < 0,1 m.s ⁻¹ 2 : > 0,1 m.s ⁻¹
Végétation	Similaire à Savard et Moreau (1982)	1 : absente 2 : présente 3 : abondante
Profondeur (m)	Règle graduée	1 : < 1,3 m 2 : 1,3-2,0 m 3 : > 2,0 m

3.1.1 Physico-chimie de l'eau

3.1.1.1 Alcalinité totale

La mesure de l'alcalinité totale exprime le pouvoir d'une eau à neutraliser les ions hydrogène. De fortes valeurs d'alcalinité servent de tampon et préviennent les variations brusques de pH (McKee et Wolf, 1963); ces variations peuvent être mortelles pour la faune ichthyenne.

3.1.1.2 Conductivité

La conductivité exprime le degré de minéralisation d'une eau et est souvent reliée au pH et à l'alcalinité (Nisbet et Verneaux, 1970). C'est une analyse simple et rapide qui est utile pour comparer les types de masse d'eau des stations d'échantillonnage.

3.1.1.3 Oxygène dissous

Les variations de la teneur en oxygène dissous, dans un cours d'eau, dépendent de plusieurs facteurs, autant endogènes qu'exogènes à l'écosystème aquatique. Le débit du cours d'eau, la turbulence et la déclivité jouent un rôle important. Les autres facteurs sont la pression atmosphérique, la charge polluante (matière oxydable), la respiration des animaux et des végétaux, l'ensoleillement, le vent et les précipitations (Klein, 1957).

Le taux d'oxygène dépend également de la température. Selon Velz et Gannon (1960), lorsque la température de l'eau augmente, la capacité de saturation de l'oxygène décroît et le taux de diffusion augmente. Dans les eaux douces et particulièrement dans les cours d'eau qui reçoivent des effluents chauffés, les températures élevées sont toujours associées à de faibles concentrations d'oxygène dissous, sauf dans le cas exceptionnel de sursaturation.

Des travaux effectués par le "Department of Sciences and Industrial Research, Britain" (1961) ont montré qu'une diminution de la concentration de l'oxygène accroît la teneur en CO₂; ce qui se traduit chez les poissons par une augmentation de la toxicité. Celle-ci serait occasionnée, semble-t-il, par une augmentation du rythme respiratoire due à la réduction de la concentration de l'oxygène dissous favorisant ainsi une accumulation de la quantité de substances toxiques (Hynes, 1971). De plus, toute réduction d'oxygène sous le point de saturation diminue la croissance, le développement embryonnaire et la capacité de nage des poissons (Bams et Lam, 1983; Doudoroff et Warren, 1965).

3.1.1.4 pH

Les valeurs de pH peuvent être tributaires des effluents industriels, modifiées par le taux de décomposition de la matière organique et même par l'activité de la photosyn-

thèse. La mesure du pH se justifie par la localisation du secteur d'étude dans le parc industriel de Bécancour et par l'effet néfaste que peut avoir un faible pH sur la faune ichthyenne. McDonald (1983) rapporte qu'un faible pH semble affecter en particulier les mécanismes de contrôle des ions de l'équilibre acide-base au niveau des branchies. Le déséquilibre ionique qui peut entraîner la mort est causé par des traumatismes dans le transport actif et par les pertes par diffusion des Na^+ et Cl^- .

3.1.1.5 Sulfates

Les sulfates sont largement distribués dans la nature et sont présents dans l'eau à différentes concentrations. Les ions sulfates proviennent de la dissolution des sulfates naturels ou industriels, de l'oxydation des composés organiques sulfurés et du H_2S dégagé par des bactéries anaérobiques (Dumas et al, 1977). Ils sont normalement considérés comme élément non-toxique sauf s'il se produit le rejet d'une grande quantité dans un cours d'eau.

3.1.1.6 Température

A part les variations majeures de la température qui sont habituellement dues aux changements saisonniers, le rejet d'eau usée chauffée dans un milieu aquatique occa-

sionne une élévation de la température. Comme l'a démontré Kolfat (1968), l'effet d'un apport thermique sera fonction de la capacité de dilution du cours d'eau récepteur et de la différence de la température de l'eau entre le point d'entrée et le point de rejet.

La température de l'eau est l'agent catalytique, modérateur, stimulateur, contrôleur, parfois même destructeur de la vie aquatique (Vaillancourt, 1973). Elle joue un rôle essentiel dans les réactions chimiques et biochimiques de l'organisme vivant. En effet, la température a une influence sur le métabolisme des organismes dulcicoles et marins. Elle peut accélérer la reproduction, régulariser l'activité, stimuler ou réduire la croissance et le développement de ces organismes.

3.1.1.7 Turbidité

La turbidité dépend de la présence de fines particules de matière en suspension: matière organique ou inorganique, ou une combinaison des deux. La turbulence créée par les vagues et le courant contribue à augmenter la turbidité. Lorsque la matière en suspension se dépose, il forme des accumulations de sédiments qui couvrent la surface des frayères, des plantes et des organismes servant de nourriture aux poissons. En conséquence, la croissance de ces derniers pourrait être perturbée (Sigler et al, 1984). Nous

avons cru important de prendre en considération ce paramètre car la faible vitesse du courant à la sortie du canal de rejet ($< 0,1 \text{ m.s}^{-1}$) pourrait contribuer à la sédimentation de la matière en suspension entraînée par le courant du canal ($> 0,1 \text{ m.s}^{-1}$).

3.1.1.8 Vitesse du courant

Une vitesse du courant élevée peut être bénéfique par l'apport de substances nutritives ou néfaste par son action mécanique sur les organismes benthiques (Létourneau, 1982). Ces derniers entrent dans la chaîne alimentaire de certaines espèces de poissons. En plus de délimiter la distribution de la faune benthique (Vincent, 1981), elle peut délimiter celle des poissons qui peuvent avoir de la difficulté à s'installer dans la zone de rejet à cause de la dynamique du courant (Harmelin et al, 1976). Notons que la vitesse du courant a été codifiée pour pouvoir acquérir facilement les données sur le terrain d'échantillonnage.

3.1.1.9 Profondeur

La profondeur est un paramètre important pour déterminer la structure des habitats des poissons (Gorman et Karr, 1978). Elle est considérée comme un facteur de micro-répartition transversale du benthos dans l'estuaire d'eau douce du fleuve Saint-Laurent (Vincent, 1981); ce benthos consti-

tue la nourriture de plusieurs espèces ichthyennes dans le secteur prospecté. C'est pourquoi, nous avons décidé d'utiliser la profondeur dans cette étude. Soulignons toutefois que la profondeur a été codifiée pour tenir compte de l'influence de la marée dynamique.

3.1.2 Nature du substrat

La granulométrie d'un substrat aquatique est liée à plusieurs facteurs abiotiques, tels que le courant, la géologie et la morphologie. De plus, la nature du fond agira à son tour sur la végétation et sur la faune benthique (Laferrière, 1980 ; Vincent, 1981). En conséquence, la distribution de la faune benthique dans le secteur prospecté, aura une influence directe sur la distribution des poissons qui se nourrissent des organismes de fond.

Même si des analyses antérieures ont démontré la grande stabilité de la couverture sédimentaire dans la région d'étude, due aux faibles variations saisonnières du débit moyen du fleuve Saint-Laurent (Nadeau et al, 1984), nous avons cru pertinent de refaire cette analyse. Ainsi, nous avons prélevé du sédiment, au mois de septembre, à chaque station d'échantillonnage.

3.1.3 Végétation

Plusieurs avantages sont associés à la végétation. En plus d'offrir une protection contre les prédateurs, elle augmente la quantité de nourriture disponible aux poissons (Durocher et al, 1984; Foltz, 1982). De plus, il a été démontré qu'il existe des relations entre l'abondance de certaines espèces ichthyennes et la végétation submergée (Durocher et al, 1984).

3.2 Faune ichthyenne

Nous avons étudié l'abondance relative totale et la diversité des poissons adultes durant l'été et l'automne 1985. Par ailleurs, en raison de la difficulté de réaliser des pêches sous la glace et des moyens financiers limités, nous avons cessé d'échantillonner au mois d'octobre.

3.2.1 Abondance relative totale

Les poissons adultes ont été capturés au moyen de trémails en nylon de 30,48 m de longueur par 1,3 m de hauteur. Nous avons mis à chaque station d'échantillonnage deux trémails; l'un dont les mailles du filet central est de l'ordre de 5,1 cm alors que l'autre possède des mailles de 10,2 cm.

L'abondance relative totale des poissons à chaque station est représentée par la somme algébrique de tous les

poissons capturés avec les deux types de filets durant une période de pêche de 24 heures. De plus, rappelons que les engins de pêche utilisés dans cette étude sont les mêmes que ceux employés par Nadeau et al (1984) et Thibault et Vaillancourt (1985).

3.2.2 Diversité

La diversité des poissons d'une communauté est un paramètre biotique synthétique qui peut être mis en relation avec d'autres propriétés de ces communautés ainsi qu'avec divers descripteurs du milieu auquel chaque communauté est exposée (Legendre et Beauvais, 1978). Souvent, l'utilisation d'indices de diversité est critiqué (Green et Vascott, 1978). Toutefois, l'emploi de ces indices, dans des études semblables à la nôtre, est d'une grande utilité. En effet, de nombreux scientifiques ont utilisé divers indices de diversité pour étudier les conditions des poissons dans des secteurs soumis au rejet thermique (Grimes et Mountain, 1971; Mihursky et McErlean, 1971; Stauffer et al, 1974). De plus, les mesures de diversité ont été revues entre autres par plusieurs auteurs (Pielou, 1969; Hendrickson et Ehrlich, 1971; Hurlbert, 1971; Legendre et Legendre, 1979; Washington, 1984).

La diversité est mesurée par la formule de Shannon-Weener (1949):

$$d = C/N \quad [N \log N - \sum n_i \log n_i]$$

où $C = 3,32$

N = Nombre total d'individus

n_i = Nombre total d'individus dans chaque espèce

3.3 Traitement mathématique des données

L'utilisation de modèles paramétriques d'analyse exige que toutes les données répondent à une distribution normale. Les données obtenues par la mesure des facteurs de l'habitat, de l'abondance relative totale et de la diversité ont été soumises au test de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1974) pour juger de la normalité de la distribution des mesures. Lorsque cette condition n'est pas respectée, nous avons utilisé la transformation logarithmique qui nous a permis de normaliser nos données.

Le traitement des moyennes calculées comporte, d'une part, l'analyse de variance qui permet de vérifier si des différences existent pour un facteur d'une station à l'autre et d'autre part le test de comparaison multiple de Newman-Keuls qui spécifie ces différences en regroupant les stations selon le profil de chaque variable (Zar, 1974).

Plusieurs chercheurs ont, à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances, analysé la distribution des poissons en fonction des variables du milieu à une échelle régionale (Stevenson et al, 1974; Smith et Fisher, 1970; Echelle et Schnell, 1976). Dans cette étude, nous utiliserons l'analyse factorielle pour extraire de façon simultanée la distribution des stations et des espèces qui les caractérisent sur un système de référence composé des trois premiers axes factoriels. Les principes de l'analyse factorielle ont été exposés en détail par Massonnie et al (1971) et Benzecri (1973).

L'analyse de régression multiple a été appliquée afin d'examiner l'influence des facteurs de l'habitat (variables indépendantes) sur l'abondance relative totale et la diversité des poissons (variables dépendantes). La régression multiple de type pas à pas a servi à élaborer des modèles prédictifs. La condition préalable pour appliquer cette analyse est une relation linéaire entre les variables concernées. Ainsi, la régression multiple n'indiquera pas l'incidence d'une relation non-monotone entre les variables car elle prend pour acquis la linéarité de ces variables. Cette analyse reste la meilleure afin de spécifier les effets combinés des variables du milieu prospecté sur l'abondance relative totale et la diversité des poissons et demeure néanmoins utile dans ce genre d'étude.

L'ensemble des analyses statistiques a été fait à partir du logiciel SPSS X (Norusis, 1985). L'interprétation des différents tests fut guidée par les écrits de Legendre et Legendre (1979), Scherrer (1984) et Zar (1974).

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

Dans ce chapitre, nous présenterons d'abord les résultats des 11 facteurs de l'habitat. Par la suite, nous analyserons les données obtenues à partir de la faune ichthyenne et nous concluerons par l'étude des relations entre ces deux ensembles de données.

4.1 Facteurs de l'habitat

4.1.1 Physico-chimie de l'eau

Les résultats bruts, associés à la mesure de chacune des variables sont consignés aux tableaux IV à XIV; on y trouve aussi la valeur moyenne des facteurs pour chaque station ainsi que l'écart-type. Une analyse de variance à un critère de classification, appliquée aux valeurs de la conductivité, de l'oxygène dissous, du pH, des sulfates, de la température et de la turbidité, a révélé qu'il n'y avait aucune différence significative ($P \leq 0,05$) sauf pour les valeurs de log [alcalinité]. Notons toutefois que dans le cas des mesures des variables vitesse du courant et profondeur, les résultats ont été exclus de l'analyse de variance car ils sont exprimés sous la forme d'une codification rendue nécessaire pour l'acquisition des

données sur le terrain. Toutefois ces paramètres ont été étudiés avec attention.

4.1.1.1 Alcalinité totale

Le tableau IV donne les résultats des mesures de l'alcalinité totale en $\text{mg.l}^{-1} \text{CaCO}_3$. Les valeurs les plus élevées sont atteintes en octobre à la station C2 et en mai à la station Z; elles sont de l'ordre de 90,9 et 98,2 respectivement. La valeur la plus faible est de 54,6; et elle est relevée en juin à la station C2. Il est à noter qu'une valeur exceptionnelle de 125,4 $\text{mg.l}^{-1} \text{CaCO}_3$ est présente en octobre à la station Z. Cependant, nous n'avons pas pu déterminer la cause de la présence de cette valeur élevée. La quasi totalité des valeurs se répartit entre 50 et 100 $\text{mg.l}^{-1} \text{CaCO}_3$. A ces concentrations, les eaux sont faiblement alcalines (Nisbet et Verneau, 1970).

4.1.1.2 Conductivité

Les résultats de la conductivité pendant la période d'échantillonnage sont présentés au tableau V. Les valeurs maximales se trouvent en août et elles diminuent par la suite en septembre et octobre. L'augmentation de la conductivité au cours de l'été pourrait être associée à la teneur et à la décomposition de la matière organique de l'eau, plus élevées à cette période. La valeur maximale de

Tableau IV

Valeurs de l'alcalinité totale ($\text{mg.l}^{-1} \text{CaCO}_3$) mesurées
durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	76,7	98,2	77,0	84,5	79,3	73,4
Juin	****	81,9	79,3	78,0	75,4	54,6
Juillet	78,0	81,9	79,3	74,1	81,9	81,9
Août	78,0	76,7	76,7	80,6	80,6	83,2
Septembre	79,4	81,7	72,5	79,4	81,7	81,7
Octobre	86,3	125,4	84,0	84,0	88,0	90,9
Moyenne	79,68	90,97	78,13	80,10	81,15	77,57
Ecart-type	3,82	18,39	3,80	3,89	4,11	12,55

**** valeur manquante

Tableau V

Valeurs de la conductivité ($\mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	205	244	205	205	213	205
Juin	236	220	213	213	213	220
Juillet	228	220	213	205	213	220
Août	248	242	250	242	254	243
Septembre	230	240	220	230	230	230
Octobre	194	192	164	172	204	190
Moyenne	223,50	226,33	210,83	211,17	221,17	218,00
Ecart-type	20,16	20,02	27,77	24,16	18,17	18,60

la conductivité est de $254 \mu\text{s.cm}^{-1}$; elle est enregistrée en août à la station D7. La valeur minimale est de l'ordre de $164 \mu\text{s.cm}^{-1}$; elle est relevée en octobre à la station D2.

4.1.1.3 Oxygène dissous

L'étude des valeurs de la concentration de l'oxygène dissous (tableau VI), nous révèle que le taux d'oxygène est très satisfaisant pour les diverses formes de vie aquatique. La concentration n'est jamais inférieure à $7,8 \text{ mg.l}^{-1}$.

Les valeurs de l'oxygène dissous se situent entre 7,8 et $13,2 \text{ mg.l}^{-1}$. La valeur de $18,6 \text{ mg.l}^{-1}$ relevée en octobre à la station Z est anormalement élevée; on ne peut l'expliquer. Toutefois, il est plausible de croire que l'activité photosynthétique reliée à la présence d'importants herbiers soit associée aux valeurs élevées de l'oxygène dissous.

4.1.1.4 pH

Les résultats du pH pendant la période d'étude sont présentés au tableau VII. L'examen de ces données indique que l'eau du fleuve Saint-Laurent dans ce secteur est légèrement alcaline. Les valeurs mesurées se situent entre 7,0 et 8,7 unités; elles varient légèrement d'une station à l'autre. La valeur maximale du pH est de l'ordre de 8,6; elle est relevée en mai à la station D7. Par ailleurs, la

Tableau VI

Valeurs de l'oxygène dissous (mg.l^{-1}) mesurées durant
la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	9,4	8,7	10,1	10,0	10,1	9,8
Juin	8,6	10,0	12,8	13,2	11,6	9,8
Juillet	8,5	7,8	10,8	10,6	12,7	9,4
Août	8,6	9,5	10,3	9,6	11,9	8,6
Septembre	10,5	9,7	12,3	11,6	11,4	9,7
Octobre	9,3	18,6	10,8	10,3	10,0	12,5
Moyenne	9,15	10,72	11,18	10,88	11,28	9,97
Ecart-type	0,77	3,94	1,11	1,32	1,05	1,32

Tableau VII

Valeurs du pH (unité) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	8,0	7,2	7,7	7,6	8,6	8,2
Juin	***	7,9	8,3	7,8	8,2	***
Juillet	7,0	7,8	7,8	8,2	8,7	7,9
Août	8,0	8,3	8,2	7,8	8,3	8,0
Septembre	7,8	8,1	7,9	8,3	8,2	7,9
Octobre	7,7	7,9	8,4	8,0	8,2	8,4
Moyenne	7,7	7,9	8,1	8,0	8,4	8,1
Ecart-type	0,4	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2

*** valeur manquante

valeur minimale de 7,0 est notée en juillet à la station du canal. Dans l'ensemble, les valeurs du pH sont les mêmes que celles mentionnées par Dumas et al (1976) et Vaillancourt (1973).

4.1.1.5 Sulfates

A l'examen de l'ensemble des stations (tableau VIII), on remarque une légère augmentation des sulfates de mai à août. Il est vraisemblable que cette hausse dans les valeurs est imputable à une dissolution accrue des sulfates naturels ou industriels. La valeur maximale est de 26,2 mg.l⁻¹ en mai et la valeur minimale est de 19,7 mg.l⁻¹ en août; ces deux valeurs sont relevées à la station Z. Toutefois, soulignons que les taux mesurés dans le secteur de Gentilly sont bien en-deçà du maximum permissible pour la vie aquatique (McNeely et al, 1980).

4.1.1.6 Température

Le tableau IX donne les valeurs de la température mesurées dans le secteur de Gentilly. Les températures les plus élevées sont atteintes en juillet à chaque station; la valeur maximale est de l'ordre de 28,6°C. Cependant, les températures les plus basses sont enregistrées en octobre; la valeur minimale est de 6°C. Le canal de rejet présente des valeurs maximales de température durant les trois

Tableau VIII

Valeurs des sulfates (mg.l^{-1}) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	20,1	19,7	21,0	20,4	19,9	19,8
Juin	22,0	22,8	21,6	21,4	21,8	21,1
Juillet	22,4	23,6	22,4	22,7	23,5	22,6
Août	26,1	26,2	24,8	25,7	24,4	25,2
Septembre	23,1	22,7	21,9	22,8	22,4	22,4
Octobre	22,7	24,6	23,4	23,2	22,8	22,5
Moyenne	22,7	23,3	22,6	22,7	22,5	22,3
Ecart-type	2,0	2,2	1,4	1,8	1,5	1,8

Tableau IX

Valeurs de la température (°C) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	21,0	15,4	17,1	18,5	15,6	15,1
Juin	25,0	21,5	19,0	18,0	20,0	****
Juillet	28,6	27,6	21,3	21,1	22,6	22,6
Août	21,0	22,0	21,0	21,0	21,4	21,0
Septembre	20,0	18,0	17,0	17,0	18,0	19,0
Octobre	10,0	11,4	7,7	6,0	10,9	10,2
Moyenne	20,9	19,3	17,2	16,9	18,1	17,6
Ecart-type	6,3	5,7	5,0	5,6	4,3	5,0

**** Valeur manquante

premiers relevés; ces valeurs élevées sont imputables au fonctionnement de la centrale thermique. De plus, la hausse de la température relevée à la station Z en juin et juillet est aussi attribuable à l'effluent thermique.

4.1.1.7 Turbidité

Les valeurs de la turbidité varient de 0,9 à 39,0 UTN (tableau X). Les valeurs les plus élevées sont relevées en mai, ceci étant attribuable à la crue printanière, de même qu'au vent et aux chutes de pluie notées lors de l'échantillonnage. Les valeurs les plus faibles sont mesurées en août et en septembre; ceci est imputable aux conditions calmes du milieu. La valeur maximale de la turbidité est de 39,0 UTN; elle est présente en mai aux stations canal de rejet et C2. Par ailleurs, la valeur minimale est de 0,9 UTN; elle se trouve en septembre à la station E2.

La turbidité est généralement associée aux conditions atmosphériques. Toutefois, les valeurs de la turbidité indiquent une diminution de celle-ci de la station C2 vers les stations littorales D2 et E2; ceci est surtout évident en août, septembre et octobre. Il est plausible de croire que la capacité de filtration des herbiers pourrait être associée à la diminution de la turbidité.

Tableau X

Valeurs de la turbidité (UTN) mesurées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	39,0	28,0	10,0	6,0	8,0	39,0
Juin	****	3,6	14,8	6,8	9,2	****
Juillet	10,0	17,0	1,5	1,6	3,1	34,0
Août	3,2	3,6	2,4	2,2	3,2	3,4
Septembre	3,2	2,5	3,7	0,9	2,7	6,1
Octobre	10,5	11,4	11,2	12,1	6,8	20,0
Moyenne	13,2	11,0	7,3	4,9	5,5	20,0
Ecart-type	14,9	10,1	5,5	4,3	2,9	16,0

**** Valeur manquante

4.1.1.8 Vitesse du courant

À l'examen des valeurs codifiées de la vitesse du courant (tableau XI), on constate la présence de mesures supérieures à $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ dans la station du canal de rejet; durant les trois premiers mois d'échantillonnage; ceci est imputable au fonctionnement de la centrale thermique. La valeur de la vitesse du courant en mai, juin et juillet, dans le canal, se situe entre $0,26$ et $0,4 \text{ m.s}^{-1}$. Par ailleurs, elle est inférieure à $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ durant août, septembre et octobre; ceci est associé à l'arrêt du fonctionnement du réacteur nucléaire.

Sauf aux stations C2 et D7 où nous avons enregistré des valeurs supérieures à $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ en mai et juin, la vitesse du courant mesurée ne dépasse pas $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ aux autres stations. Nous avons relevé la valeur de $0,02 \text{ m.s}^{-1}$ en juillet aux stations Z et D2 et $0,04 \text{ m.s}^{-1}$ en juillet aux stations E2 et C2.

4.1.1.9 Profondeur

Le tableau XII indique les valeurs codifiées de la profondeur relevées durant la période d'échantillonnage. La valeur de la profondeur va jusqu'à plus de 3 m dans le canal de rejet. Par ailleurs, elle varie de 1,3 à 2,0 m en mai, aux stations D2, E2 et D7. Les autres relevés de la profondeur aux autres stations sont inférieurs à 1,3 m.

Tableau XI

Valeurs codifiées de la vitesse du courant relevées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	2	1	1	1	2	2
Juin	2	1	1	1	2	2
Juillet	2	1	1	1	1	1
Août	1	1	1	1	1	1
Septembre	1	1	1	1	1	1
Octobre	1	1	1	1	1	1
Moyenne	1,5	1,0	1,0	1,0	1,3	1,3
Ecart-type	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5

1: inférieure à $0,1 \text{ m.s}^{-1}$

2: supérieure à $0,1 \text{ m.s}^{-1}$

Tableau XII

Valeurs codifiées de la profondeur relevées durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	3	1	2	2	2	1
Juin	3	1	1	1	1	1
Juillet	3	1	1	1	1	1
Août	3	1	1	1	1	1
Septembre	3	1	1	1	1	1
Octobre	3	1	1	1	1	1
Moyenne	3,0	1,0	1,2	1,2	1,2	1,0
Ecart-type	0,0	0,0	0,4	0,4	0,4	0,0

1: inférieure à 1,3 m
 2: entre 1,3 et 2,0 m
 3: supérieure à 2,0 m

4.1.2 Nature du substrat

Le tableau XIII présente les résultats de l'analyse granulométrique du substrat. Toutes les stations sont constituées d'argile et présentent des valeurs variant de 14,58 à 62,47%; ces deux valeurs sont relevées respectivement aux stations D7 et C2.

Les valeurs en pourcentage de limon se situent entre 30,84 et 39,62; elles sont presque identiques à toutes les stations sauf à la station D7 qui montre une valeur de 16,00% de limon.

Les substrats des cinq stations contiennent du sable et présentent des valeurs variant de 12,28 à 46,36%; ces deux valeurs sont relevées respectivement aux stations canal et D7. Il est à noter que la station C2 contient 0% de sable.

Les valeurs en pourcentage de gravier se situent entre 0 et 28,57%; ces deux valeurs sont notées respectivement aux stations C2 et canal. De plus, les substrats des stations Z, D2 et E2 sont constitués d'une faible quantité de gravier; celle-ci ne dépassant pas 0,52% de gravier.

4.1.3 Végétation

Au tableau XIV sont consignées les valeurs codifiées de la végétation. Par ailleurs, la composition floristique des stations se retrouve au chapitre 2.

Tableau XIII

Résultats de l'analyse granulométrique du substrat des stations d'échantillonnage

	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
% argile	22,15	24,98	34,00	28,38	14,58	62,47
% limon	37,00	33,86	30,84	39,62	16,00	37,53
% sable	12,28	40,80	34,85	31,48	46,36	00,00
% gravier	28,57	00,36	00,31	00,52	23,06	00,00

Tableau XIV

Valeurs codifiées de la végétation durant la période d'échantillonnage (mai à octobre 1985)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	1	1	1	1	1	1
Juin	1	1	1	1	1	1
Juillet	2	2	3	3	3	3
Août	2	2	3	3	3	3
Septembre	2	2	3	3	3	3
Octobre	2	2	3	3	3	3
Moyenne	1,7	1,7	2,3	2,3	2,3	2,3
Ecart-type	0,5	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0

1: absente
 2: présente
 3: abondante (herbier)

L'analyse des résultats indique que la végétation est présente ou abondante à toutes les stations sauf en mai et en juin. Les rives de la sortie du canal de rejet et la station Z sont colonisées par la végétation qui est présente de juillet à octobre. Au cours de cette même période, les stations D2, E2, D7 et C2 sont caractérisées par la présence d'importants herbiers.

4.2 Faune ichthyenne

4.2.1 Récoltes des poissons réalisées durant la période d'étude

L'annexe I présente la liste des noms scientifiques et français des espèces de poissons capturés (Lagacé et al, 1983).

4.2.1.1 Poissons capturés au mois de mai

Le tableau XV présente les résultats des pêches expérimentales réalisées en mai. Nous avons capturé 229 poissons et identifié 17 espèces. De plus, nous constatons que la récolte des poissons à chaque station varie de 16 à 65 spécimens.

La barbotte brune est fortement représentée à la station C2 (34 barbottes brunes sur un total de 60 poissons) cependant elle est absente à la station D7. À cette dernière station, nous avons capturé particulièrement du

Tableau XV

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de mai 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche							
Barbue de rivière	14	1		1		1	17
Barbotte brune	9	8	8	1		34	60
Baret	10		1				11
Carpe	1		7			3	11
Couette							
Crapet de roche	1						1
Crapet soleil		1	1				2
Doré jaune	3	1	1		1		6
Esturgeon jaune				1			1
Grand brochet	1	10	3		2	18	34
Lotte					1		1
Marigane noire	1						1
Meunier noir				3	32	3	38
Lamproie marine			1				1
Ouitouche							
Poisson-castor							
Perchaude	1	1	5	10	5	6	28
Suceur ballot	1				2		3
Suceur blanc	12						12
Suceur rouge	2						2
Total	56	22	27	16	43	65	229
Nombre d'espèces	12	6	8	5	6	6	17

meunier noir (32 meuniers noirs sur un total de 38 poissons). Le grand brochet se trouve à toutes les stations sauf à la station E2, alors que la perchaude est présente surtout à la station E2. La barbue de rivière, le suceur blanc et le baret sont attirés vers le canal de rejet.

4.2.1.2 Poissons capturés au mois de juin

Au tableau XVI, on retrouve les résultats des pêches expérimentales réalisées en juin. Nous avons récolté 223 poissons, appartenant à 13 espèces. La plus forte récolte est relevée à la station D7 (61 poissons) alors que la plus faible est enregistrée à la station E2 (7 poissons).

La barbotte brune se retrouve en grand nombre à la station C2 (57 barbottes brunes sur un total de 63 poissons), tandis que le meunier noir est abondant à la station D7 (35 meuniers noirs sur un total de 42 poissons). De plus, la barbue de rivière se trouve strictement confinée dans le canal de rejet. Soulignons également que le suceur blanc et le baret sont attirés par le canal de rejet de la centrale thermique.

4.2.1.3 Poissons capturés au mois de juillet

Le tableau XVII indique les résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de juillet. Nous avons capturé 145 poissons et identifié 13 espèces. La plus

Tableau XVI

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de juin 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche							
Barbue de rivière	25						25
Barbotte brune	1	4	1			57	63
Baret	6		2				8
Carpe		7	5		6		18
Couette							
Crapet de roche							
Crapet soleil							
Doré jaune	2	1	5		1		9
Esturgeon jaune							
Grand brochet		8	6	3	9		26
Lotte							
Marigane noire		4					4
Meunier noir			7		35		42
Lamproie marine							
Ouitouche							
Poisson-castor		1					1
Perchaude	1		7	4	6		18
Suceur ballot					2		
Suceur blanc	5				1		6
Suceur rouge					1		1
Total	40	25	33	7	61	57	223
Nombre d'espèces	6	6	7	2	8	1	13

Tableau XVII

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de juillet 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche	1	1					2
Barbue de rivière	5						5
Barbotte brune		2				43	45
Baret	2	1					3
Carpe		3		1	10	10	24
Couette	8	1					9
Crapet de roche							
Crapet soleil							
Doré jaune		1				1	2
Esturgeon jaune			1				1
Grand brochet		3	9	2	2	3	19
Lotte							
Marigane noire		1					1
Meunier noir					5		5
Lamproie marine							
Ouitouche							
Poisson-castor							
Perchaude		5	1	4	11	4	25
Suceur ballot							
Suceur blanc	4						4
Suceur rouge							
Total	20	18	11	7	28	61	145
Nombre d'espèces	5	9	3	3	4	5	13

grande prise de poissons est de 61 spécimens, elle est relevée à la station C2. Cependant, la plus faible prise est de sept spécimens, elle est enregistrée à la station E2.

La barbotte brune est abondante à la station C2 (43 barbottes brunes sur un total de 45), alors que le grand brochet domine en nombre à la station D2 (9 grands brochets sur un total de 19 poissons). La perchaude est la plus représentée à la station D7 tandis que la carpe est également bien représentée aux stations D7 et C2. Ces quatre espèces de poissons évitent le canal de rejet, tout en étant présentes à la station Z. De plus, la couette, la barbue de rivière et le suceur blanc sont les espèces les plus attirées en canal de rejet.

4.2.1.4 Poissons capturés au mois d'août

Les résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'août (tableau XVIII) montrent que 144 poissons appartenant à dix espèces ont été récoltés. L'abondance relative totale aux stations d'échantillonnage varie de 8 à 65 poissons; la station E2 présente la plus faible abondance (8 spécimens), alors que la station C2 montre la plus grande récolte (65 spécimens).

La barbotte brune est l'espèce la plus fortement représentée à la station C2 (38 barbottes brunes sur un total de 39 poissons). La perchaude est la seule espèce

Tableau XVIII

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'août
1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche							
Barbue de rivière	1				1	2	4
Barbotte brune			1			38	39
Baret							
Carpe		1			2	4	7
Couette	2						2
Crapet de roche							
Crapet soleil		3	2			1	6
Doré jaune	3	2			5		10
Esturgeon jaune							
Grand brochet		3	6			11	20
Lotte							
Marigane noire							
Meunier noir			2		7		9
Lamproie marine							
Ouitouche							
Poisson-castor		1					1
Perchaude	3		5	8	21	9	46
Suceur ballot							
Suceur blanc							
Suceur rouge							
Total	9	10	16	8	36	65	144
Nombre d'espèces	4	5	5	1	5	6	10

relevée en E2; elle est également dominante en nombre à la station D7 (21 perchaudes sur un total de 46 poissons). Seule la couette est exclusive au canal de rejet; alors que le doré jaune s'y retrouve en bonne proportion (3 dorés jaunes sur un total de 10 poissons).

4.2.1.5 Poissons capturés au mois de septembre

A l'examen des résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de septembre (tableau XIX), nous constatons que 54 poissons appartenant à dix espèces ont été capturés. La récolte maximale est de 15 poissons; elle est faite aux stations Canal et D2, alors que la récolte minimale est de un poisson; elle est réalisée à la station C2.

La perchaude domine en nombre l'ensemble des prises à toutes les stations (29 perchaudes sur un total de 54 poissons) suivie par le grand brochet (11 grands brochets sur un total de 54 poissons). La perchaude est abondante surtout aux stations D2, canal de rejet et D7. Pour sa part le grand brochet se retrouve surtout aux stations D2 et Z. De plus, deux meuniers noirs sont signalés à la station D7 et aucune barbotte brune n'a été capturée lors de l'échantillonnage du mois de septembre.

Tableau XIX

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois de septembre 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche					1		1
Barbue de rivière							
Barbotte brune							
Baret							
Carpe	1						1
Couette							
Crapet de roche	1						1
Crapet soleil	1						1
Doré jaune	1	1			2		4
Esturgeon jaune							
Grand brochet		4	5	1	1		11
Lotte							
Marigane noire	2				1		3
Meunier noir					2		2
Lamproie marine							
Ouitouche							
Poisson-castor						1	1
Perchaude	9	1	10	2	7		29
Suceur ballot							
Suceur blanc							
Suceur rouge							
Total	15	6	15	3	14	1	54
Nombre d'espèces	6	3	2	2	6	1	10

4.2.1.6 Poissons capturés au mois d'octobre

Le tableau XX indique les résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'octobre. Notons toutefois que nous n'avons pas échantillonné à la station Z à cause de la profondeur d'eau, très faible à cette station d'étude. Le nombre de poissons capturés est de 104 spécimens et les espèces identifiées sont au nombre de 8.

Le grand brochet se trouve en grand nombre à la station C2 (23 grands brochets sur un total de 38); on le retrouve également aux stations D2 et canal de rejet. La perchaude est bien représentée aux stations C2 et D7 (15 perchaudes à la station C2 et 10 à la station D7). Le meunier noir est présent surtout à la station D7 alors que le crapet soleil se trouve presque exclusivement à la station D2.

4.2.2 Abondance relative totale des poissons à chaque station durant la période d'échantillonnage

L'analyse de variance à un critère de classification effectuée sur les abondances relatives totales n'a pas retenu l'égalité des moyennes. À l'annexe II, on trouve les résultats du test de comparaison multiple de Newman-Keuls effectué sur les abondances relatives moyennes. Le tableau XXI présente les valeurs des abondances relatives totales obtenues à chaque station durant la période d'échantillonnage. La valeur maximale est enregistrée en mai et en août

Tableau XX

Résultats des pêches expérimentales réalisées au mois d'octobre 1985 (nombre de poissons capturés à chaque station)

Espèce	station						total
	canal	Z	D2	E2	D7	C2	
Achigan à petite bouche							
Barbue de rivière							
Barbotte brune						6	6
Baret							
Carpe							
Couette							
Crapet de roche							
Crapet soleil			11			1	12
Doré jaune					2		2
Esturgeon jaune							
Grand brochet	5		6	3	1	23	38
Lotte							
Marigane noire							
Meunier noir	1		2		9	1	13
Lamproie marine							
Ouitouche	1						1
Poisson-castor					1		1
Perchaude			4	2	10	15	31
Suceur ballot							
Suceur blanc							
Suceur rouge							
Total	7	**	23	5	23	46	104
Nombre d'espèces	3	**	4	2	5	5	8

** valeur manquante

Tableau XXI

Valeurs des abondances relatives totales de poissons capturés à chaque station durant la période d'échantillonnage (nombre total de poissons capturés à chaque station)

Mois	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	56	22	27	16	43	65
Juin	40	25	33	7	61	57
Juillet	20	18	11	7	28	61
Août	9	10	16	8	36	65
Septembre	15	6	15	3	14	1
Octobre	7	**	23	5	23	46
Total	147	81	125	46	205	295
Moyenne	25	16	21	8	34	49

** Valeur manquante

à la station C2 (65 poissons). A cette même station, nous avons également relevé une valeur minimale en septembre (1 poisson).

Dans l'ensemble, le plus grand nombre de poissons a été récolté à la station C2 (295 poissons) alors que la plus faible abondance relative totale se trouve à la station E2 (46 poissons).

4.2.3 Diversité des poissons capturés à chaque station durant la période d'échantillonnage

La diversité des poissons a été calculée à l'aide de l'indice de diversité de Shannon-Weener (1949). L'analyse de variance à un critère de classification effectuée sur les indices de diversité n'a pas retenu l'égalité des moyennes. A l'annexe III, sont consignés les résultats du test de comparaison multiple de Newman-Keuls effectué sur les indices de diversité moyens.

Le tableau XXII montre les valeurs des indices de Shannon-Weener appliqués aux récoltes de poissons. La plus grande diversité est enregistrée en juillet à la station Z (2,89). Cependant, la plus faible diversité est obtenue en juin et en septembre à la station C2 (0,00).

Tableau XXII

Valeurs des indices de diversité de Shannon-Weener (1949)
appliqués aux récoltes de poissons dans les stations
d'échantillonnage

Mois	Station					
	Canal	Z	D2	E2	D7	C2
Mai	2,86	1,85	2,53	0,16	1,34	1,56
Juin	1,69	2,26	2,68	0,99	1,89	0,00
Juillet	2,04	2,89	0,87	0,13	1,78	1,35
Août	1,89	2,17	2,05	0,00	1,68	1,78
Septembre	1,87	1,25	0,92	0,92	2,12	0,00
Octobre	1,15	****	1,76	0,97	1,75	1,99
Moyenne	1,92	2,08	1,80	0,53	1,78	1,11

**** Valeur manquante

C'est la station Z qui possède la valeur moyenne maximale de l'indice de diversité (2,08) alors que la station E2 possède la valeur moyenne minimale (0,53).

4.2.4. Analyse factorielle des correspondances

La technique de l'analyse factorielle des correspondances a été adoptée afin d'illustrer de façon graphique et mathématique les relations existant entre les espèces de poissons capturés et les stations d'échantillonnage. La première analyse (figures 2 et 2a) situe les espèces par rapport aux stations pour chaque mois d'échantillonnage. On retrouvera à l'annexe IV la liste des codes employés pour cette analyse factorielle des correspondances.

Le pourcentage d'inertie expliqué est de 21,80% sur le premier axe factoriel; pour celui-ci les contributions absolues de la barbue de rivière, du suceur blanc, du baret et de la couette sont de 38,83 , 18,49 , 13,11 et 12,36 alors que celles des autres espèces sont inférieures à 4,59. De plus, ce facteur singularise la station du canal de rejet avec ses espèces particulières; les récoltes de mai, de juin et de juillet présentent les contributions les plus élevées avec 24,76 , 33,80 et 25,01 respectivement alors que celles des autres récoltes sont inférieures à 2,03. Ce facteur traduit donc principalement l'abondance relative totale des quatre espèces dans la station du canal de rejet, d'autres

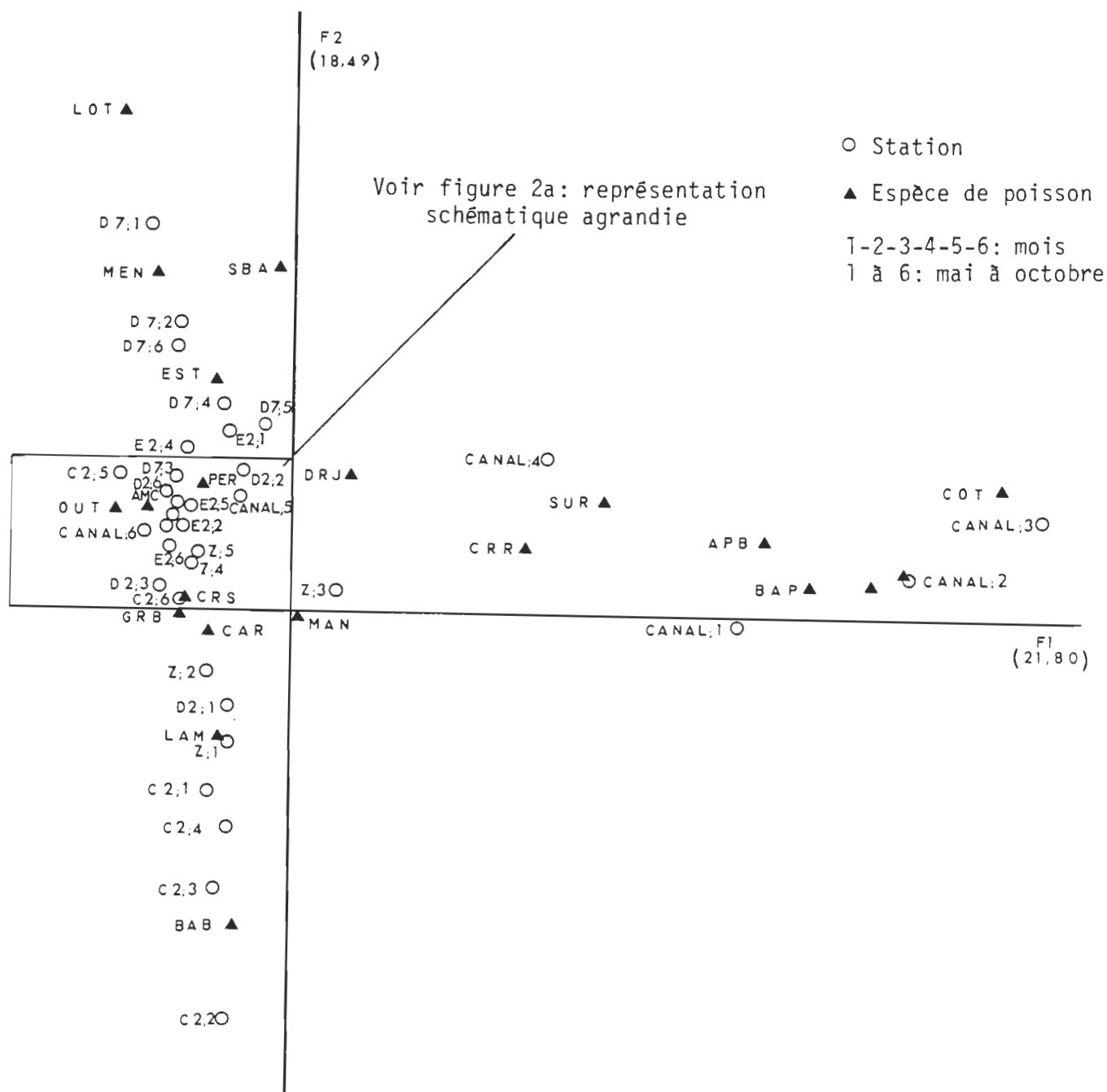


Figure 2: Analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour chaque mois d'échantillonnage selon les deux principaux axes.

Note: C2;2 signifie que la station C2 a été échantillonnée au mois de juin (voir annexe IV).

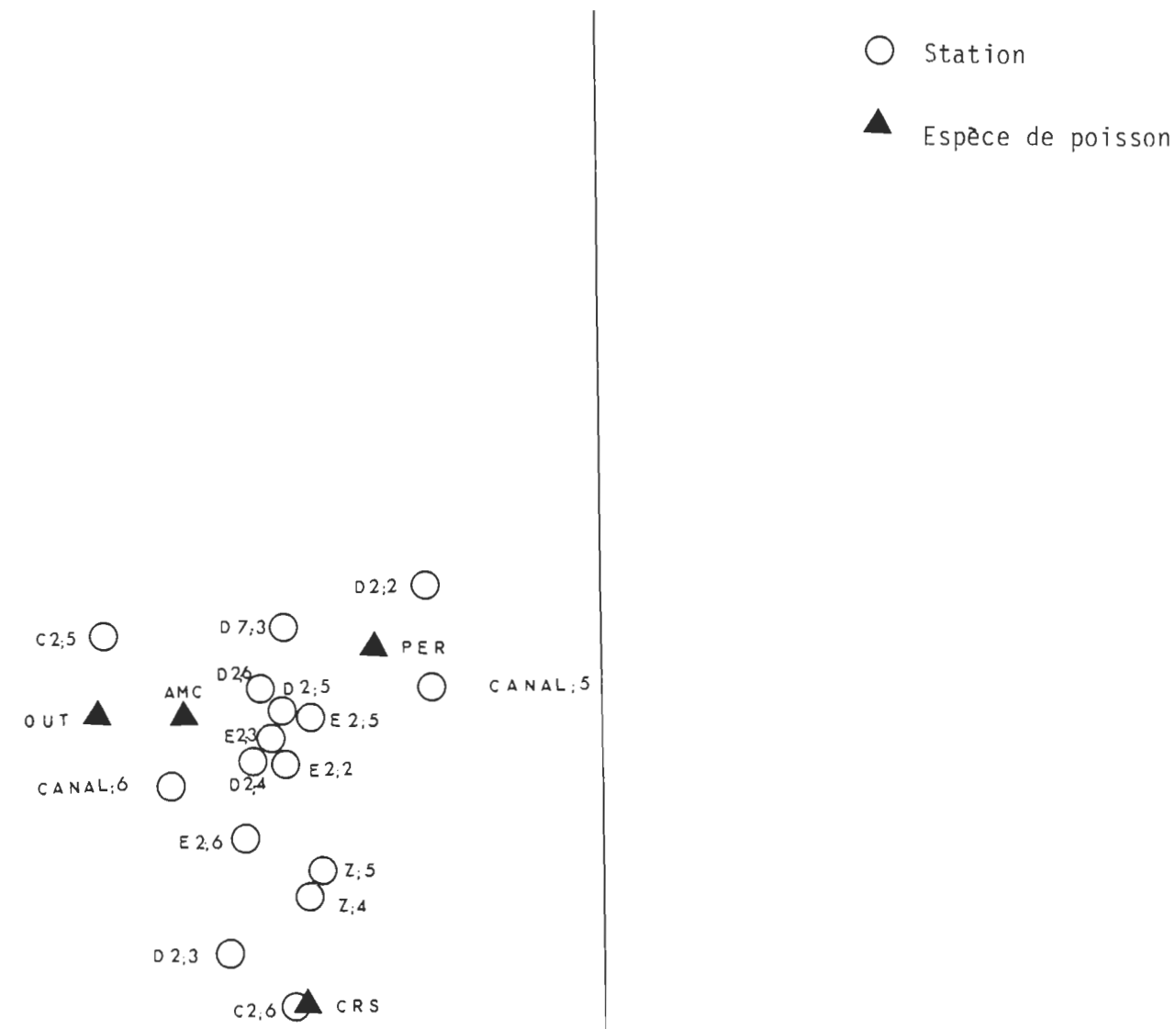


Figure 2a: Représentation schématique agrandie d'une partie de la figure 2 montrant l'analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour chaque mois d'échantillonnage selon les deux principaux axes.

espèces fréquentant cette station se regroupent du côté positif du premier axe factoriel.

Le pourcentage d'inertie expliqué est de 18,49% sur le deuxième axe. La barbotte brune et le meunier noir ont des contributions de 56,47 et de 31,70; elles ne dépassent pas 6,84 pour les autres espèces de poissons. Les contributions absolues des récoltes des stations C2 en juin, D7 en mai et en juin ainsi que celles de C2 en juillet sont de 25,44, 16,18, 12,84 et 12,45 alors qu'elles restent inférieures à 5,8 pour toutes les autres récoltes.

Le pourcentage d'inertie expliquée est de 11,26% sur le troisième axe factoriel (non illustré); pour celui-ci les contributions absolues du meunier noir, du grand brochet, de la barbotte brune et de la perchaude sont de 33,67, 15,53, 11,03 et 10,02. Soulignons que ce facteur, dissocie les récoltes effectuées en D7 en mai et juin et son espèce associée le meunier noir de l'ensemble des autres points. De plus les contributions des autres récoltes sont plus ou moins faibles.

La seconde analyse factorielle des correspondances (figure 3) situe les espèces par rapport aux stations pour l'échantillonnage total (l'ensemble des captures à chaque station). Le premier axe factoriel explique un pourcentage d'inertie de 44,13% et isole à nouveau la station du canal de rejet et ses espèces particulières; la barbus de rivière,

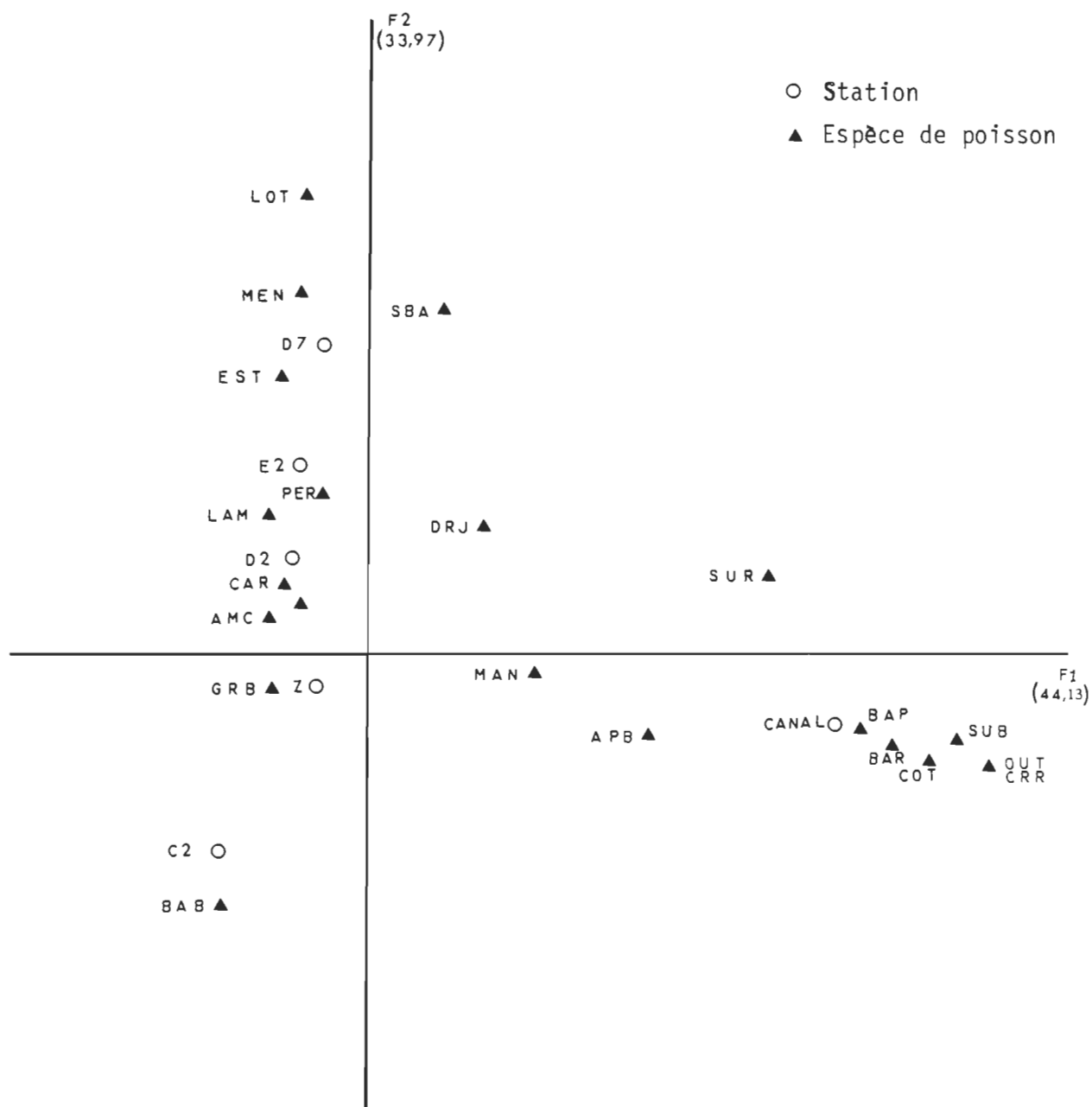


Figure 3: Analyse factorielle des correspondances espèces-stations pour l'échantillonnage total selon les deux principaux axes.

le baret, le suceur blanc, la ouitouche, la couette et le crapet de roche. Les contributions absolues de la barbue de rivière, du baret, du suceur blanc sont de 35,05 , 13,21 et 19,04 alors que celle de la barbotte brune est de 11,32. Cette dernière espèce est surtout associée à la station C2. Les stations canal de rejet avec 79,93% et C2 avec 16,36% de contribution absolue à cet axe sont les deux stations les plus importantes.

Le pourcentage d'inertie expliqué est de 33,97% sur le deuxième axe. La barbotte brune, le meunier noir et la perchaude ont des contributions de 43,86 , 32,88 et 14,12; elles ne dépassent pas 1,89 pour les autres espèces. Les contributions absolues des stations D7 et C2 sont de 51,16 et 37,64 alors qu'elles restent inférieures à 4,88 pour toutes les autres stations.

Le troisième axe factoriel (non illustré) explique 11,91% de l'inertie du système. Les espèces les plus déterminantes de cet axe sont le crapet soleil, le grand brochet, le meunier noir et la barbotte brune avec des contributions de 29,41 , 20,05, 15,15 et 13,83%. Les contributions des stations sont de 36,26 , 34,97 , 16,79 et 11,61 pour les stations D2, Z, D7 et C2. Le grand brochet est associé à toutes les stations cependant, le crapet soleil se trouve surtout à la station D2.

4.3 Régression multiple

Dans le but d'étudier les relations qui existent entre les 11 facteurs de l'habitat et la faune ichthyenne, nous avons effectué des régressions multiples et retenu trois modèles mathématiques.

Le premier modèle permet de prédire l'abondance relative totale des poissons; il a été mis au point en se servant de l'analyse de régression multiple avec comme variable dépendante le nombre de captures totales et comme variables indépendantes les 11 paramètres de l'habitat précédemment retenus. Le nombre de variables, étant inférieur au nombre de cas (36), permet d'effectuer cette analyse. Le tableau XXIII présente les résultats obtenus; le modèle explique 68,9% de la variance totale et ce, de façon significative ($P=0,000$).

L'abondance relative totale est fonction de la turbidité, du pourcentage de limon et d'argile ainsi que de la vitesse du courant. Le modèle est exprimé à l'équation 1:

$$\begin{aligned} \text{Abondance relative totale} = & 16,354 + 0,669 (\text{Turbidité}) \\ & - 1,179 (\% \text{ limon}) + 0,625 \\ & (\% \text{ argile}) + 17,324 (\text{vitesse} \\ & \text{du courant}) \end{aligned}$$

Tableau XXIII

Coefficients de régression du modèle prédictif de l'abondance relative totale.

Variable	Coefficient	F	P(<)
Turbidité	0,669	7,571	0,0103
%limon	-1,179	16,638	0,0003
%argile	0,625	13,697	0,0009
Vitesse du courant	17,324	6,751	0,0148
Constante	16,354	1,773	0,1937
Modèle	R=0,689	F=15,492	P=0,000

Afin de vérifier l'exactitude du modèle, nous avons tracé la répartition des résidus par rapport aux valeurs prédites par le modèle (figure 4). Le nuage de points, bien réparti de part et d'autre de l'axe 0 des résidus, indique que le modèle est bon et qu'il ne surestime ni sous-estime l'abondance relative totale. Un calcul de régression simple fait à partir des valeurs prédites et des valeurs réelles nous donne une corrélation significative ($r=0,848$, $P \leq 0,001$).

Le deuxième modèle prédictif a été conçu à l'aide d'une analyse de régression multiple en utilisant l'indice de diversité comme variable dépendante et les 11 paramètres de l'habitat comme variables indépendantes. Le tableau XXIV présente les résultats obtenus; le modèle obtenu explique 49,3% de la variance totale et ce, de façon significative ($P=0,0006$).

L'indice de diversité est fonction du pourcentage du limon, de la turbidité, des sulfates et de la végétation. Le modèle est exprimé à l'équation 2;

$$\begin{aligned} \text{Indice de diversité} = & - 2,827 - 0,044 (\% \text{ limon}) + 0,041 \\ & (\text{turbidité}) + 0,282 (\text{sulfates}) - 0,456 \\ & (\text{végétation}) \end{aligned}$$

On retrouve à la figure 5 la répartition des résidus en fonction des valeurs prédites du deuxième modèle. Le nuage

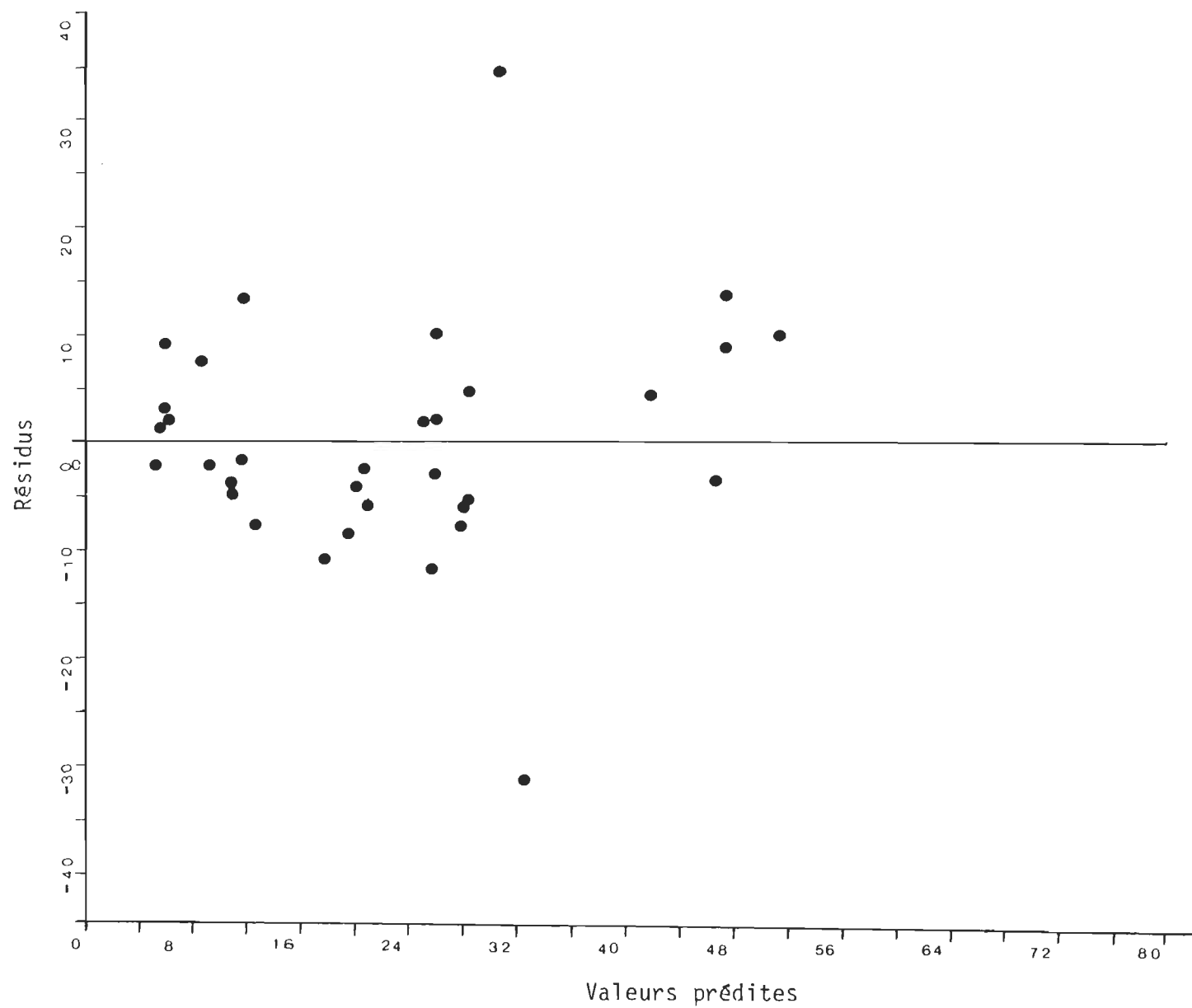


Figure 4: Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif de l'abondance relative totale.

Tableau XXIV

Coefficients de régression du modèle prédictif de l'indice de diversité

Variable	Coefficient	F	P(<)
% limon	-0,044	11,157	0,0024
Turbidité	0,041	11,743	0,0019
Sulfates	0,282	11,067	0,0025
Végétation	-0,456	9,658	0,0043
Constante	-2,827	2,470	0.1273
Modèle	R= 49,3%	F=6,807	P=0,0006

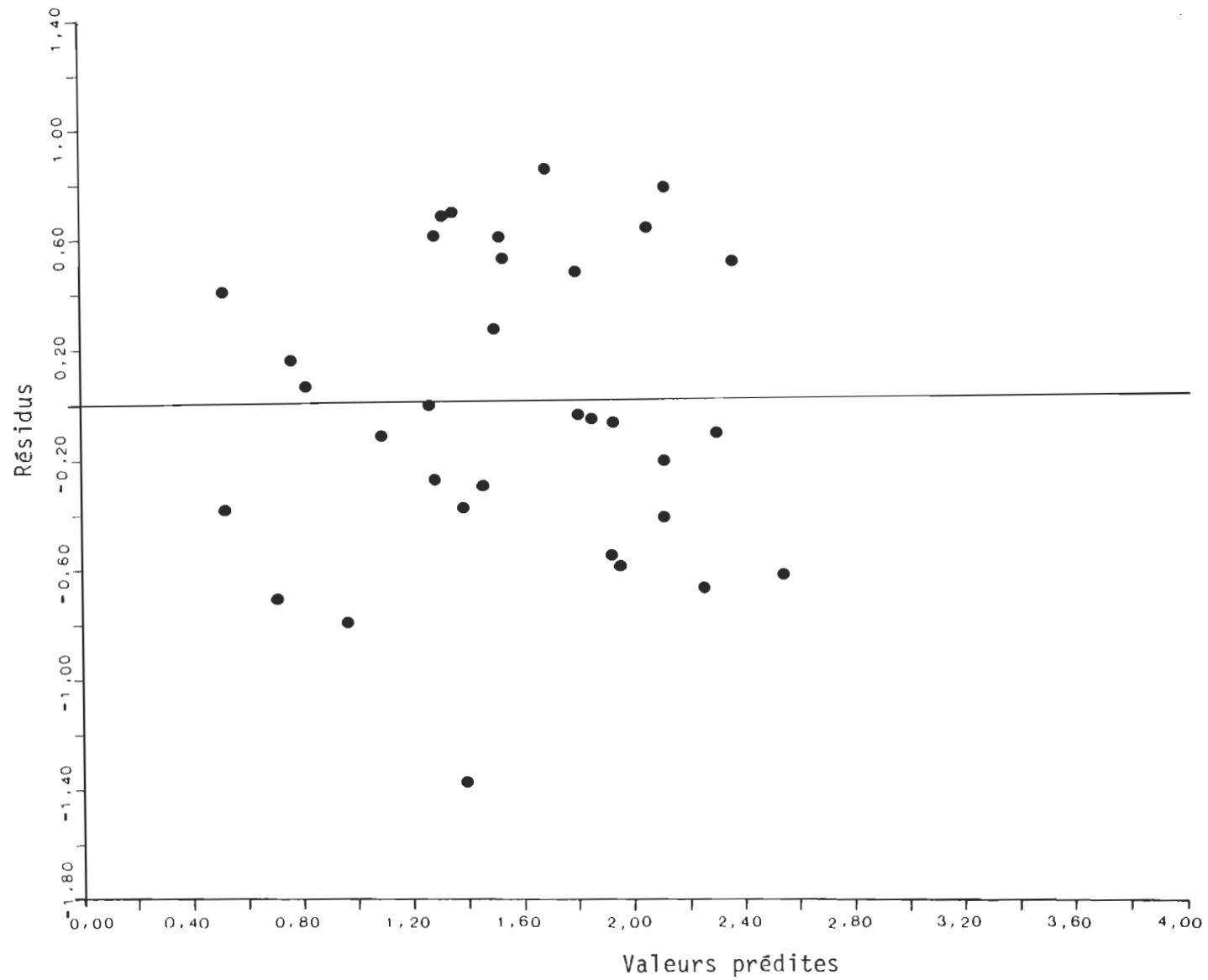


Figure 5: Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif de l'indice de diversité.

de points, bien réparti de part et d'autre de l'axe 0, indique que le modèle est valable. De plus, une régression simple effectuée entre les valeurs prédites et les valeurs réelles nous donne une corrélation significative ($r=0,702$, $P \leq 0,001$).

Afin d'augmenter la capacité de prédiction d'un modèle, Scherrer (1984) suggère d'utiliser des variables muettes. Dans notre cas, nous avons utilisé la variable 0 pour indiquer les stations de la zone thermique (Canal, Z et D2) et la variable 1 pour les autres stations (C2, E2 et D7).

L'utilisation de ces deux variables muettes dans le premier modèle n'a pas amélioré sa prédiction; cependant lors de leur utilisation dans le modèle prédictif de l'indice de diversité, nous sommes arrivés à améliorer sa capacité de prédiction et ainsi obtenir un troisième modèle. Le tableau XXV présente les résultats obtenus et le modèle explique 66,2% de la variance totale et ce, de façon significative ($P=0,0000$).

Le modèle est exprimé à l'équation 3:

$$\begin{aligned} \text{Indice de diversité} = & - 1,165 - 0,691 (\text{variable muette}) \\ & - 0,050 (\% \text{ limon}) + 0,041 (\text{turbidité}) \\ & + 0,216 (\text{sulfates}) - 0,276 (\text{végéta-} \\ & \text{tion}) \end{aligned}$$

Tableau XXV

Coefficients de régression du modèle prédictif amélioré de l'indice de diversité

Variable	Coefficient	F	P(<)
Variable muette	-0,691	13,515	0,0010
% limon	-0,050	20,462	0,0001
Turbidité	0,041	16,967	0,0003
Sulfates	0,216	8,796	0,0062
Végétation	-0,276	4,398	0,0455
Constante	-1,165	0,556	0,4623
Modèle	R= 66,2%	F=10,582	P=0,0000

On retrouve à la figure 6 la répartition des résidus en fonction des valeurs prédites du troisième modèle. Le nuage de points, bien réparti de part et d'autre de l'axe 0 des résidus, indique que le modèle est bon et qu'il ne surestime ni sous-estime l'indice de diversité. Une régression simple effectuée entre les valeurs prédites et les valeurs réelles nous donne une corrélation significative ($r = 0,813$, $P \leq 0,001$).

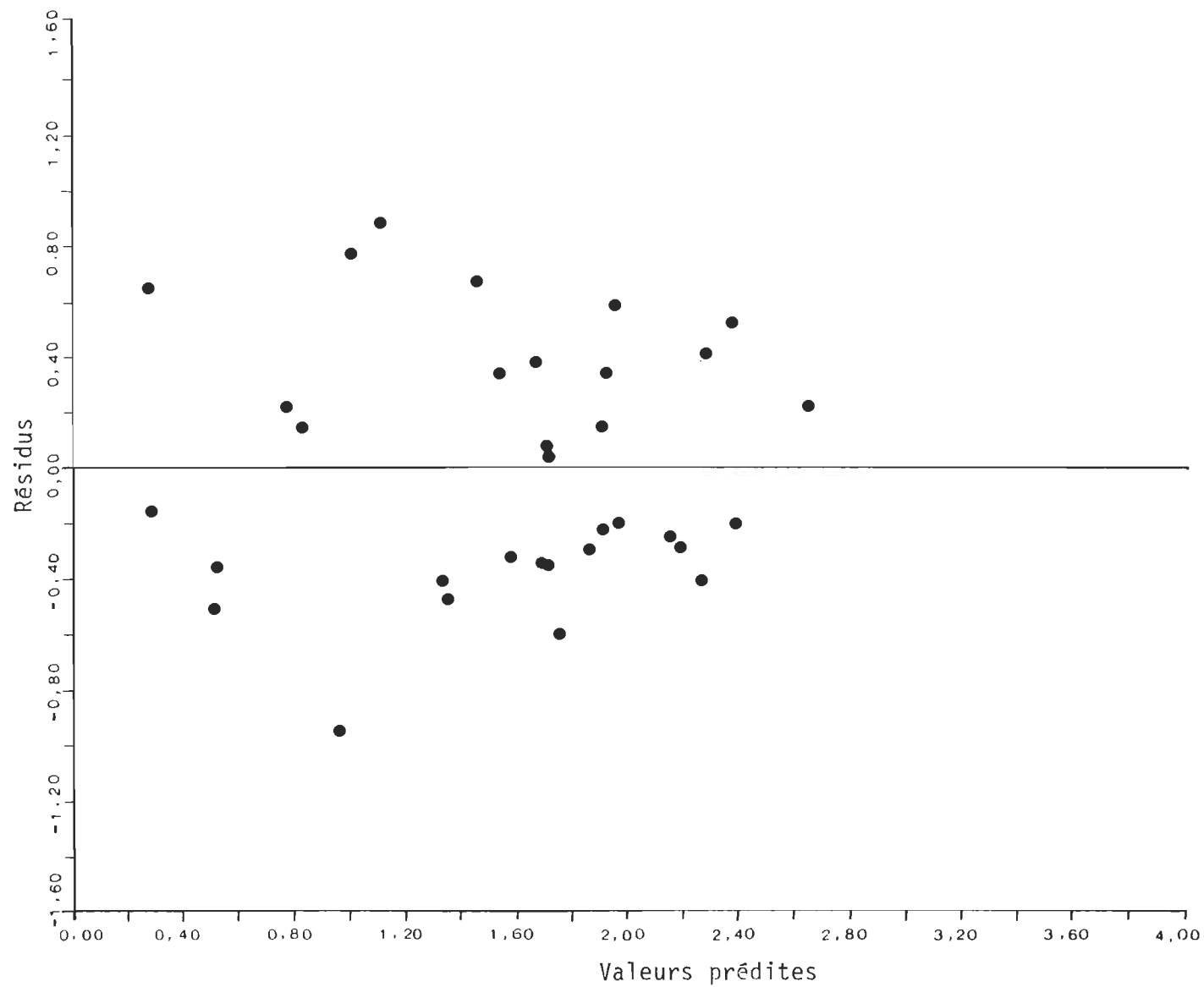


Figure 6: Distribution des résidus en fonction des valeurs prédites pour le modèle prédictif amélioré de l'indice de diversité.

CHAPITRE 5

DISCUSSION

5.1 Facteurs de l'habitat

Le milieu étudié se caractérise par une faible variabilité spatiale des paramètres physico-chimiques de l'eau; ces derniers ont des valeurs moyennes qui sont dans l'ensemble comparables à celles rapportées par Nadeau et al (1984) et Vincent (1981). Rappelons toutefois que la valeur moyenne de la température dans le canal de rejet est supérieure à celle mesurée à l'extérieur de ce milieu particulier. En effet, le fonctionnement du réacteur nucléaire modifie le régime thermique en aval de la centrale nucléaire de Gentilly. De plus, le système des pompes de refroidissement cause une augmentation de la vitesse du courant dans le canal de rejet; ce dernier ainsi que la zone réchauffée constituent un habitat caractérisé par sa structure physique propre. Ce fait est d'ailleurs corroboré par Janssen et Giesy (1984) qui ont observé une structure physique semblable au voisinage d'une centrale thermique aux États-Unis.

Le régime thermique actuel du fleuve dans le secteur étudié demeure favorable au bon développement des espèces de

poissons adultes pour autant que le niveau de la qualité de l'eau particulièrement sur le plan chimique et hydrologique tel que la dynamique du courant et la nature de substrat restent acceptables.

L'évolution temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau dans le secteur prospecté diffère souvent d'une station à une autre et semble n'obéir à aucun modèle précis. Une telle différence semble normale dans un écosystème fluvial et se situe dans la fourchette des variations naturelles déjà rencontrées dans la région de Gentilly. En effet, nos résultats concordent avec ceux cités par Dumas et al (1976), Thibault et Vaillancourt (1985) qui ont étudié la qualité de l'eau au voisinage du réacteur nucléaire de Gentilly.

Même si le fleuve Saint-Laurent sert à la disposition des eaux usées des villages et des villes situés près du secteur étudié, nous avons constaté que les valeurs moyennes de la conductivité sont semblables à celles obtenues à Gentilly (Vincent, 1981) et au lac Saint-Pierre (Cluis et al, 1975). De plus, les mesures de l'alcalinité sont comparables à celles recueillies au lac Saint-François (Létourneau, 1982) et les concentrations des sulfates sont relativement constantes dans le fleuve Saint-Laurent; ce fait a été confirmé par Long et al (1979). Soulignons que les valeurs des autres paramètres de l'habitat diffèrent de

façon significative le long du fleuve Saint-Laurent (Létourneau, 1982).

5.2 Faune ichthyenne

Les changements observés dans l'abondance relative totale ainsi que les additions ou les remplacements d'espèces sont imputables aux exigences écologiques des différentes espèces de poissons. Nos résultats semblent supporter l'existence d'une sédentarité de quelques espèces importantes; cet aspect de sédentarité fut constaté lors des études antérieures effectuées par Couture et al (1975, 1976) et Thibault et Vaillancourt (1985). Les quatre espèces sédentaires et abondantes sont la barbotte brune, la perchaude, le grand brochet et le meunier noir; ces espèces constituent 72,41% des captures totales et fréquentent préférentiellement l'habitat étudié. La barbue de rivière, la carpe et le doré jaune constituent 16,3% des récoltes totales alors que les 14 autres espèces de poissons ne forment que 11,28%; ces espèces ichthyennes sont opportunistes et fréquentent d'une façon moins intense le milieu prospecté. Soulignons que certaines espèces de poissons sont associées au canal de rejet; la barbue de rivière est l'espèce qui exhibe le comportement d'attraction thermique le plus marqué. En effet, elle ne se rencontre qu'accidentellement aux autres stations et fréquente vraisemblablement le canal de rejet parce que les températures élevées qui s'y

trouvent correspondent à ses besoins physiologiques (Thibault et Vaillancourt, 1985). Ce fait est d'ailleurs corroboré par Stauffer et al (1974). Par surcroît, le suceur blanc, le baret et la couette sont aussi attirés par le canal de rejet. Cependant, le meunier noir est sans doute l'espèce qui présente l'évitement le plus soutenu. Ces comportements d'attraction et d'évitement assurent aux espèces des avantages au niveau de leurs activités vitales (nutrition, respiration, reproduction, etc) (Lévesque, 1980).

5.3 Relation entre les facteurs de l'habitat et l'abondance relative totale des poissons

L'utilisation des régressions multiples nous permet de connaître les variables qui influencent l'abondance relative totale. Par contre, l'interprétation des modèles mathématiques doit tenir compte de la combinaison des variables qui les composent (Scherrer, 1984).

Le modèle que nous avons obtenu (équation 1) démontre que l'abondance relative totale des poissons est plus importante lorsque l'eau est turbide, le substrat pauvre en limon, riche en argile et que la vitesse du courant est élevée. De plus, il est intéressant de noter que la turbidité explique 35,7% de la variance totale, le limon 14,02%, l'argile 11,58% alors que la vitesse du courant

n'explique que 7,50%. En ce qui a trait à la turbidité, elle est considérée comme un facteur important qui contribue à réduire le taux de prédation (Stern, 1978); ajoutons qu'en plus de jouer un rôle déterminant dans la diminution de la toxicité de l'eau en absorbant les produits chimiques, la matière en suspension favorise le développement des mollusques filtreurs et apporte de la nourriture à plusieurs espèces de poissons (Stern, op. cit.).

Le rôle du substrat dans la distribution des invertébrés benthiques des eaux courantes a été mis en évidence par plusieurs auteurs (Hynes, 1970). De plus, il a été établi que la distribution de certaines espèces ichthyennes dépend du type de substrat (Gore et Bryant, 1986) et que l'abondance des poissons est reliée aux paramètres de l'habitat qui à leur tour influencent l'abondance et la diversité des organismes benthiques (Foltz, 1982), principale source de nourriture de plusieurs espèces. Dans le milieu étudié, on a retrouvé de nombreuses espèces de Sphaeriidae qui s'alimentent à partir des couches d'eau inférieures, des Gastéropodes qui se nourrissent à partir de la surface des sédiments et d'autres organismes du fond tel que les Tubificidae et les Glossoscolecidae. Vincent (1981) a démontré que la densité de ces organismes benthiques, le nombre de taxa et la régularité sont liés significativement au pourcentage de vase (limon et argile). De plus, il a déterminé que le limon et l'argile ainsi que la vitesse du courant influen-

cent la structure des groupements benthiques dans l'habitat de Gentilly.

Il ressort de notre modèle mathématique que les variables qui influencent le benthos, influencent également l'abondance relative totale des poissons; ce qui nous permet de suggérer fortement que les variations de l'abondance des poissons dépendent de la nourriture benthique disponible dans le secteur prospecté. Le tableau XXVI présente une brève revue des habitudes alimentaires des espèces de poissons capturés. Il faut toutefois noter que le canal de rejet est très pauvre en organismes benthiques ($61 \text{ individus.m}^{-2}$), ce qui nous permet de supposer que certaines espèces de poissons se nourrissent d'organismes benthiques à l'extérieur du canal et effectuent des déplacements à l'intérieur de ce milieu particulier pour des activités vitales autres que la nutrition par exemple pour acquérir des avantages métaboliques qui pourront se refléter sur leur taux de croissance (Lévesque, 1980). Cette hypothèse est plausible du fait qu'il n'existe aucune corrélation significative ($p \leq 0,05$) entre la présence de certaines espèces piscivores (grand brochet, etc) et de leurs proies (perchaude, etc) dans le canal de rejet.

Tableau XXVI

Revue des habitudes alimentaires des espèces de poissons capturés (Scott et Crossman, 1974)

Espèce	Classe	
	Benthivore	Carnassier
Achigan à petite bouche	+	+
Barbue de rivière	+	+
Barbotte brune	+	+
Baret	+	+
Carpe	+	
Couette	+	
Crapet de roche	+	+
Crapet soleil	+	
Doré jaune	+	+
Esturgeon jaune	+	
Grand brochet		+
Lotte	+	
Marigane noire	+	
Meunier noir	+	
Lamproie marine		+
Ouitouche	+	+
Poisson-castor	+	+
Perchaude	+	+
Suceur ballot	+	
Suceur blanc	+	
Suceur rouge	+	

5.4 Relation entre les facteurs de l'habitat et l'indice de diversité de Shannon-Weener appliqué aux poissons

Le modèle que nous avons obtenu (équation 2) explique 49,3% de la variance totale, il démontre en outre que l'indice de diversité de Shannon-Weener appliqué aux poissons est élevé lorsque le substrat est pauvre en limon, l'eau est turbide, la teneur en sulfates est élevée et que la végétation est absente. Par ailleurs, le modèle amélioré qui a été obtenu en ajoutant deux variables muettes (équation 3) soit 0 et 1 explique 66,2% de la variance totale. Les variables retenues dans ce dernier modèle sont les mêmes que celles qui sont présentes dans le premier modèle, conséquemment, notre discussion portera uniquement sur le modèle amélioré.

Les variables muettes expliquent 23,39% de la variance totale, le limon 14,89%, la turbidité 16,49%, les sulfates 6% alors que la végétation n'explique que 5,5%.

Le canal de rejet et la zone thermique sont caractérisés par une élévation de la température; celle-ci attire certaines espèces de poissons alors que d'autres espèces l'évitent. Cependant, il est intéressant de noter qu'il semble exister d'autres variables en plus de la température qui caractérisent le canal de rejet et la zone thermique. En effet, nous avons constaté lors d'une analyse de régression multiple (non décrite ici) où nous avons remplacé les

valeurs muettes par la différence de température (Δt) que cette dernière n'explique que 18,3% de la variance totale alors qu'elle devrait expliquer 23,39%. Il n'est pas étonnant de faire cette constatation puisqu'il se déverse dans le canal de rejet plusieurs substances chimiques tel que le chlore, qui pourraient éloigner les poissons et par conséquent diminuer la valeur de l'indice de diversité de Shannon-Weener.

Foltz (1982) associe à la variable limon une quantité et une biomasse d'organismes benthiques faibles; ceci pourrait influencer l'abondance de certaines espèces de poissons qui s'en nourrissent. Cependant, une turbidité élevée permet à nombre d'espèces d'éviter la prédation et ainsi fréquenter les milieux qui sont caractérisés par l'absence de végétation. Par surcroît, il importe de rappeler que les poissons possèdent des chimiorécepteurs qui leur permettent d'éviter certaines substances chimiques; ces dernières pourraient s'avérer toxiques mais le fait que la variable sulfate a été retenue dans notre modèle ne pourrait être attribuable qu'au hasard. Soulignons que l'indice de diversité est inversement proportionnel à la végétation. En effet, il a été démontré que plusieurs espèces ichthyennes évitent les zones où la végétation est dense (Scott et Crossman, 1974).

CONCLUSION

À la suite de notre travail, il appert que les eaux du fleuve Saint-Laurent dans la région de Gentilly sont de bonne qualité pour la faune ichthyenne. A l'exception de l'alcalinité, les composantes physico-chimiques de l'eau ne diffèrent pas de façon significative dans le secteur prospecté. Cependant, il importe de souligner qu'il se produit une élévation de la température assez importante dans le canal de rejet lorsque la centrale thermique fonctionne. Cette augmentation de la température dépend du fonctionnement du réacteur exprimé en pourcentage de puissance neutronique; elle est de l'ordre de 5 à 6°C lorsque le fonctionnement est de 50%. De plus, la vitesse du courant est élevée dès que les pompes de refroidissement se mettent en marche.

Nos résultats ont montré que certaines espèces de poissons sont attirées par le canal de rejet et par contre d'autres l'évitent lorsque la centrale thermique est en opération. En outre, nous avons trouvé que l'abondance relative totale des poissons est fonction de la turbidité, du limon, de l'argile et de la vitesse du courant; en effet, le modèle obtenu explique près de 69% de la variance totale.

De plus, nous avons démontré que l'indice de diversité de Shannon-Weener appliqué aux poissons dépend du limon, de

la turbidité, des sulfates et de la végétation; en effet, le modèle trouvé explique plus de 49% de la variance totale. Cependant, lorsque nous avons ajouté deux variables muettes, nous avons obtenu un modèle amélioré qui explique plus de 66% de la variance totale; ces deux variables muettes distinguent le canal de rejet et la zone thermique des autres endroits du milieu étudié sans pour autant en indiquer la cause. C'est pourquoi il serait important d'étudier d'autres paramètres de l'habitat au niveau du canal de rejet et la zone thermique pour le bien-être de la faune ichthyenne.

Outre son intérêt théorique, la connaissance des relations entre les paramètres de l'habitat et les peuplements de poissons (abondance relative totale, diversité) peut être utile pour les études d'aménagement: une telle connaissance permettrait de prédire l'évolution des peuplements de poissons en réponse aux modifications de l'habitat qui pourraient être engendrées notamment par les travaux de dragage au niveau du port de Bécancour et par l'effet du fonctionnement de la centrale nucléaire.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ahmad, A., 1976. Etude des populations d'algues du fleuve Saint-Laurent dans la région de la centrale nucléaire de Gentilly. CERSE. Univ. du Québec à Montréal, 105p.
- Alabaster, J.S., 1963. The effects of heated effluents on fish. Int. J. Air. Water Pollution, 7: 541-563.
- American Public Health association, 1980. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15th ed., Washington, D.C., 1134p.
- Anonyme, 1979. Les neutrons s'affolent. Alliance tournesol. Montréal, 56p.
- Bams, R.A. et C.N.H. Lam, 1983. Influence of deteriorating water quality on growth and development of chum Salmon (Oncorhynchus keta) larvae in a japanese style keeper channel. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 2098-2104.
- Barkley, S.W. et C. Perrin, 1972. The effects of the Lake Catherine Steam Electric Plant on the distribution of fishes. in The receiving embayment. Proc. Ann. Conf. Southeast Assoc. Game Fish Comm. 25: 384-392.

- Barry, P.J., 1967. The Concept of Standard Site. EACL. 2682: 205-218.
- Bellan-Santini, D. et G. Desrosiers, 1976. Action du rejet thermique de l'usine de Martingues Ponteau sur les peuplements de substrats durs à dominance de zoobenthos dans la partie supérieure de l'étage infralittoral. TETHYS 8(1): 83-92.
- Beltz, T.R., J.E. Johnson, D.L. Cohen et F.B. Pratt, 1974. An annotated bibliography of the effects of temperature on fish. Mass. Agric. Exp. Sta. Bulletin, 605: 1-97.
- Benzecri, J.P., 1973. L'analyse des données. Tome 2. Analyse des correspondances. Dunod. Paris, 619p.
- Blanchard, B., E. Lacoursière, G. Vaillancourt et R. Couture, 1976. Etude phytosociologique et carte de la batture de Gentilly. Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières.
- Bouyoucos, G.J., 1936. Directions for making mechanical analysis of soils by hydrometer method. Soil Sci., 42: 225-229.

Churchill, M.A. et T.A. Wojtalik, 1969. Effects of heated discharges: the TVA experience. Nuclear News, 12: 80-86.

Clugstom, J.P., 1973. The effects of heated effluents from a nuclear reactor on species diversity, abundance, reproduction and movement of fish. PH.D. Thesis. Univ. of Georgia, 104p.

Cluis, D., D. Couillard, R. Lapointe, L. Potvin, A. Rousseau, J.L. Sasseville et A. Tessier, 1975. Etude du fleuve Saint-Laurent Troncon Varennes-Montmagny. Synthèse des études 1973-74. INRS-Eau, Rapport scientifique No 48, 141p.

Contant, H., 1977. Etude des algues environnant la centrale nucléaire de Gentilly. Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 61p.

Coutant, C.C., 1970. Biological aspects of thermal pollution I. Entrainment and discharge canal effects. Critical Reviews in Environmental Control., 1(3): 341-381.

Coutant, C.C., 1972. Biological aspects of thermal pollution II. Scientific basis for water temperature

standards at Power Plants. Critical Reviews in Environmental Control., 3(1): 1-24.

Coutant, C.C. et C.P. Goodyear, 1972. Thermal effects. J. Water. Pol. Control Fed., 44(6): 1250-1294.

Coutant, C.C. et H.A. Pfuderer, 1973. Thermal effects. J. Water. Pol. Control Fed., 45(6): 1331-1369.

Couture, R., J. Laperrière et G. Vaillancourt, 1976. Etudes ichtyologiques, région du Complexe nucléaire de Gentilly. Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 130p.

Couture, R., G. Vaillancourt et E. Lacoursière, 1975. Etudes ichtyologiques. région du Complexe nucléaire de Gentilly. Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 130p.

Dajoz, R., 1975. Précis d'écologie. Gauthier-Villars Ed. Paris, 549p.

Department of Sciences and Industrial Research, 1961. Some effects of pollution on fish. Notes on water pollution. No 13, Britain.

Dionne, J.C., 1963. Vers une définition plus adéquate de l'Estuaire du Saint-Laurent. *Zeitschr. Geomorphol.*, 7(1): 36-44.

Doudoroff, P. et Warren, C. E., 1965. Dissolved oxygen requirements of fishes in Biological Problems in Watter Pollution, Third Seminar. R.A. Taft Sanit. Engng. Center, Cincinnati, Ohio: 145-155.

Dumas, J.P., J. Meunier, L. Pazdernik, D. Bouchard et A. Dufresne, 1976. Etude physico-chimique des eaux du fleuve Saint-Laurent dans le secteur de Gentilly. Environnement Canada. Div. Eaux intérieures, 69p.

Dumas, J.P., L. Pazdernik et D. Bouchard, 1977. Qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Secteur du site nucléaire de Gentilly. Environnement Canada. Div. Eaux intérieures, 143p.

Durocher, P.P., Province, W.C. et Kraai, J.E., 1984. Relationship between abundance of Largemouth Bass and submerged vegetation in Texas Reservoirs. *North. Am. J. Fish. Management*, 4: 84-88.

- Echelle, A.A. et G.D. Shnell, 1976. Factor analysis of species associations among fishes of the Kiramichi River, Oklahoma. Trans. Am. Fish. Soc., 1: 14-31.
- Eidman, M., 1978. Species composition, abundance and distribution of macro-crustaceans and fishes in the intake area, discharge canal, and cooping Lake of the Cedar Bayou Electric Generating Station. Near Baytown. Texas. Ph.D. Thesis, Texas A & M Univ, 349p.
- Elser, H.J., 1965. Effect of warmed water discharge on analing in the Potomac river, Md., Progr. Fish. Cult., 27: 79-86.
- Foltz, J.W., 1982. Fish species diversity and abundance in relation to stream habitat characteristics. Proc. Ann. Conf. Southeast Assoc. Fish and Wildl. Agencies, 36: 305-311.
- Frisch, J.R., 1977. L'équilibre mondial entre les besoins et ressources d'énergie à l'horizon 2000, évaluation et régionalisation du problème. Revue de l'énergie, Octobre, p. 444-450.
- Gore, J.A. et R.M. Bryant, jr, 1986. Changes in fish and benthic macroinvertebrate assemblages along the

impounded Arkansas river. J. Fresh. Ecol., 3(3): 333-345.

Gorman, O. T., et J. R. Karr, 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology, 59 (3): 507-515.

Green, H.R. et G.L. Vascott, 1978. A method for analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic communities. Water research, 12: 583-590.

Grimes, C.B. et J.A. Mountain, 1971. Effects of thermal effluent upon marine fishes near the Crystal river steam electric station. Florida dept. of Nat. Ressour. Marine Res. Sab. Professional papers series, No 17, 64p.

Harmelin-Vivien, M.L., J.G. Harmelin et J. Vacelet, 1976. Etude de l'ichtyofaune de la zone de rejet d'eau chaude de la centrale électrique Martingues Ponteau. TETHYS, 8(1): 111-114.

Harold, N.W., 1971. Distributional ecology and behavioral thermoregulation of fishes in relation to heated effluent from a Stream-Electric Power Plant. Ph.D. Thesis. Univ of Wisconsin, 203p.

- Hendrickson, J.A. jr. et P.R. Ehrlich, 1971. An expanded concept of species diversity. *Natulae Naturae*, 439: 1-6.
- Houston, A.H., 1983. Effets de la pollution thermique sur les poissons. CNRC, No: 18567, 210p.
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- Hynes, H.B.N., 1970. The ecology of running water. Univ. Toronto Press, 555p.
- Hynes, H.B.N., 1971. The biology of polluted waters. Univ. Toronto Press, 202p.
- Jackson, W.B., 1974. Distribution and abundance of shrimps, crabs and fishes in the cooling lake of the Cedar Bayou Electric Power Station. M.S. Thesis, Texas A et M Univ., Collège Station, 137p.
- Janssen, J. et J.P. Giesy, 1984. A thermal effluent as a sporadic cornucopia: effects on fish and zooplankton, *Environmental Biology of Fishes*, 11(3): 191-203.

Johnson, K.W., 1973. Occurrence and abundance of fishes in the intake and discharge areas of the Cedar Bayou Power Station before and during the first year of plant operation. Ph.D. Thesis, Texas A et M Univ., 348p.

Joseph, G.J., 1970. Responses of some estuarine fishes to increasing thermal gradients. Ph.D. Thesis, Rutgers Univ., 187p.

Kennedy, V.S. et J.A. Mihursky, 1969. Addendum to: bibliography on the effects of temperature in aquatic environment. Nat. Res. Inst. Univ. Maryland Ref. No. 69-8, 28p.

Klein, L., 1957. Aspects of river pollution. Butterworths Scientific Publications, London, 236p.

Kolfat, T., 1968. Thermal discharges. Industrial Water Engineering, 5(3): 26-31.

Krenkel, P.A., et F. Parker, 1969. Biological aspects of thermal pollution. Vanderbilt Univ. Press. Nashville, Tennessee, 407p.

Lacoursière, E., G. Vaillancourt et R. Couture, 1975.
Relation entre les plantes aquatiques et les
gastéropodes (Mollusca, Gastropoda) dans la région de
la centrale nucléaire Gentilly I (Québec). Can. J.
Zool., 53: 1868-1874.

Laferrière, M., 1980. Conséquences de la dégradation de
deux biotopes sur la faune benthique du fleuve Saint-
Laurent, région de Gentilly. Mém. de maîtrise. Univ.
du Québec à Trois-Rivières, 134p.

Lagacé, M., L. Blais et D. Banville, 1983. Liste de la
faune vertébrée du Québec. M.L.C.P., Québec, 99p.

Langford, T.E., 1971. The biological assessment of thermal
effects in some British rivers. in les rejets
thermiques d'eaux chaudes des centrales thermiques,
177p.

Legendre, L. et P. Legendre, 1979. Ecologie numérique, Tome
1: Le traitement multiple des données écologiques.
Tome 2: La structure des données écologiques, Masson,
Paris.

Legendre, P. et A. Beauvais, 1978. Niches et associations de poissons des lacs de la Radissonie québécoise. Naturaliste Can., 105: 137-158.

Lehoux, D. et A. Bourget, 1977. La sauvagine et le développement industriel dans la région de Gentilly-Bécancour. Ser. Can. de la faune et Environnement Canada.

Létourneau, C., 1982. Influence des facteurs abiotiques sur l'abondance, la croissance et la morphologie de gastéropode prosobranche Bithynia tentaculata (L.) dans le Saint-Laurent (Québec). Mém. de maîtrise, Univ. du Québec à Trois-Rivières, 80p.

Lévesque, L., 1980. Les rejets d'eaux chaudes des centrales thermiques. Ire partie, études sur les sites des effets sur la vie aquatique. Assoc. française pour l'étude des eaux, Paris, 177p.

Leynaud, G. et J. Allardi, 1974. Incidences d'un rejet thermique en milieu fluvial sur les mouvements des populations ichtyologiques. Bulletin français de pisciculture, 255: 41-50.

Leynaud, G. et J. Allardi, 1975. Incidences d'un rejet thermique en milieu fluvial sur les mouvements des populations ichtyologiques. Cahier du laboratoire de Montereau, 2: 65-80.

Long, B.F., D. Bouchard et J.P. Dumas, 1979. Etude des variations de la charge solide du fleuve Saint-Laurent entre Trois-Rivières et Gentilly, Québec. GREA, Univ. du Québec à Trois-Rivières, 281p.

Massengill, R.R., 1976. Benthic fauna: 1965-1967 versus 1968-1972. in Am. Fish. Soc. monograph. No 1, 252p.

Massonnier, J.P., D. Mathieu et J.C. Wieber, 1971. Application de l'analyse factorielle à l'étude des paysages. Cah. Géogr. Besançon, 4(9): 1-51.

McDonald, D.G., 1983. The effects of H^+ upon the gills of freshwater fish. Can. J. Zool., 61: 691-703.

Mckee, J.E. et H.W. Wolf, 1963. Water quality criteria. Resources Agency of California State Water Quality Control Board, Publ., No 3-A: 1-118.

- McNeely, R.N. et V.P. Neimanis et L. Duyer, 1980.
Références sur la qualité des eaux. Guide des
paramètres de la qualité des eaux. Environnement
Canada, Ottawa, 100p.
- Merriman, D. et L.M. Thrope, 1976. The Connecticut river
ecology study: the impact of nuclear power plant. Am.
Fish. Soc. Monograph. No 1, 252p.
- Mihursky, J.A. et A.J. McErlean, 1971. Post-operative
assessment of the effects of esturine power plants.
Nat. Resour. Inst., Univ. of Maryland, C.B.L. Ref. No
71-24a, 130p.
- Nadeau, M., G. Vaillancourt, B. Vincent et R. Couture, 1984.
Programme de surveillance écologique de référence.
Centrale nucléaire Gentilly II, phase préopérationnelle
1980-1983. GREA. Univ. du Québec à Trois-Rivières,
77p.
- Nickolsky, G.B., 1963. The ecology of fishes. Academic.
Press. New York, NY, 352p.
- Nisbet, M. et J. Verneaux, 1970. Les composantes chimiques
des eaux courantes. Annls. Limnol. 6(2): 161-190.

- Norusis, M.J., 1983. Introductory statistics guide, SPSSX. McGraw-Hill Book Company. Illinois, 276p.
- Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. John Wiley & Sons. New York, 286p.
- Raney, E.C. et B.W. Menzel, 1969. Heated effluents on aquatic life with emphasis on fishes. Ichthyological Associates, Bull. 2, 470p.
- Raney, E.C., B.W. Menzel et E.C. Weller, 1973. Heated effluents on aquatic life with emphasis on fishes, a bibliography. Ichthyological Associates, Bull. 9, 651p.
- Rousseau, J., 1967. Pour une esquisse biogéographique du Saint-Laurent. Cah. Géogr. Qué., 23: 181-241.
- Savard, L. et G. Moreau, 1982. Etude des relations entre les communautés piscicoles et les différents habitats d'une rivière nordique: notion d'habitat optimal. J. Can. Zool., 60: 3344-3352.
- Scherrer, B., 1984. Biostatistique. Gaétan Morin Ed. Chicoutimi, 850p.

Scott, W.B. et J.E. Crossman, 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Ministère de l'environnement. Service des pêches et des sciences de la mer. Ottawa. Bull. 184: 1026p.

Seay Holt, R. jr., 1977. Culture of fish in cages and their use as biological monitors of water within heated discharge waters of a power station. Ph.D. Thesis, Texas A & M Univ., 405p.

Shannon, C.E. et W. Weener, 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois. Press. Urbana, 117p.

Sigler, J.W. et T.C. Bjornn et F.H. Everest, 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of Steelheads and Coho Salmon. Trans. Am. Fish. Soc., 113: 142-150.

Smith, G.R. et D.R. Fisher, 1970. Factor analysis of distribution patterns of Kansas fishes. in Hydrobiologia, 67(1): 81-87.

Stauffer, J.R. jr. et K.L. Dickson, 1974. A field evaluation of the effects of heated discharges on fish distribution. Water Resources Bulletin, 10(4): 860-876.

- Stern, E.M. et W.B. Stickle, 1978. Effects of turbidity and suspended materiel in aquatic environments literature review. U.S. Department of Commerce, 117p.
- Stevenson, M.M., G.D. Schnell et R. Black, 1974. Factor analysis fish distribution patterns in Western and Central Oklahoma. Syst. Zool., 23: 202-218.
- Thibault, Y. et G. Vaillancourt, 1985. Programme de surveillance écologique. Centrale nucléaire de Gentilly 2. Phase opérationnelle 1984-1985. Lab. de recherche sur les habitats fauniques. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 133p.
- Thibault, Y. et R. Couture, 1981. Etude bibliographique des problèmes relatifs aux prises d'eau de refroidissement des centrales énergétiques: survol biologique. Groupe de recherche sur les écosystèmes aquatiques. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 248p.
- Vaillancourt, G., 1973. Influence de l'apport thermique originaire de la Centrale nucléaire de Gentilly sur quelques paramètres physiques, chimiques, bactériologiques et sur les quelques gastéropodes et lamellibranches de fleuve Saint-Laurent. Thèse de doctorat. Univ. de Paris, 202p.

- Vaillancourt, G., 1975. Recolonization of Bithynia tentaculata (Linné) (Mollusca, Gastropoda, Prosobranchia) in the zone affected by heated water over flows from the Gentilly Nuclear Plant. Second thermal ecology symposium, Savannah river ecology laboratory. Augusta, Georgia, April, 2-5.
- Vaillancourt, G. et A. Aubin, 1972. Liste des sphaeridae du fleuve Saint-Laurent, région de Gentilly. Sterkiana, 46: 1-5.
- Vaillancourt, G., A. Aubin, E. Lacoursière, R. Couture, J.P. Bourassa et J. Dubé, 1971. Projet thermopol. Centrale nucléaire de Gentilly, Québec. Rapport pour l'énergie atomique du Canada Ltée. Secteur biologique. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 194p.
- Vaillancourt, G. et P. Caron, 1976. Etude de la sauvagine dans la région de Gentilly. Groupe thermopol, Univ. du Québec à Trois-Rivières, 31p.
- Vaillancourt, G., R. Couture, E. Lacoursière et J. Dubé, 1976. Effets thermiques de Gentilly I. Les presses de l'Université du Québec, 219p.

- Velz, C.J. et J.J. Gannon, 1960. Forecasting heat losses in pounds and streams. *Sewage and Industrial. Wastes*, 32(4): 392p.
- Vincent, B., 1979. Etude du benthos d'eau douce dans le haut-estuaire du Saint-Laurent. *J. Can. Zool.*, 57: 2171-2182.
- Vincent, B., 1981. Profondeur, vase et courant, facteurs de micro-répartition transversale du benthos dans l'estuaire du Saint-Laurent (Québec). *J. Can. Zool.*, 59: 2297-2305.
- Vincent, B., 1983. Variations spatiales et saisonnières de la structure de groupements macrobenthiques littoraux en climat froid. *Hydrobiologia*, 102: 175-186.
- Vincent, B. et G. Vaillancourt, 1977a. Cartographie biotypologique du fleuve Saint-Laurent près du complexe nucléaire de Gentilly (Québec). *Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières*, 95p.
- Vincent, B. et G. Vaillancourt, 1977b. Le peuplement des invertébrés du fleuve Saint-Laurent près des installations de Gentilly (Québec). *Trav. Lab. Hydrobiol.*, 66-68: 95-118.

- Vincent, B. et G. Vaillancourt, 1978. Les groupements benthiques du fleuve Saint-Laurent près du complexe nucléaire de Gentilly (Québec). J. Can. Zool., 56: 1585-1592.
- Vincent, B. et G. Vaillancourt, 1980. Régime thermique de l'eau de la zone littorale dans le haut-estuaire du Saint-Laurent. Eau de Québec, 13(2): 120-123.
- Vincent, B., G. Vaillancourt, S. McMurrays, N. Lafontaine et M. Harvey, 1979. Etude écologique du Saint-Laurent près du complexe nucléaire de Gentilly (Québec). Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières.
- Vincent, B., N. Lafontaine et P. Caron, 1982. Facteurs influençant la structure des groupements de macro-invertébrés benthiques et phytophiles dans la zone littorale du Saint-Laurent (Québec). Hydrobiologia, 96: 63-73.
- Volders, R., 1975. Méthodologie dans le choix des sites nucléaires. in L'énergie nucléaire, ses impacts sur l'environnement. Groupe thermopol. Univ. du Québec à Trois-Rivières, 125p.

Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res., 18(6): 653-694.

Zar, J.H., 1974. Biostatistical analysis. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, 620p.

ANNEXE I

Liste des noms scientifiques et français des espèces de poissons capturés (Lagacé et al, 1983)

Nom scientifique	Nom français
Acipenseridae <u>Acipenser fulvescens</u> (Rafinesque)	Esturgeon jaune
Amiidae <u>Amia calva</u> (Linné)	Poisson-Castor
Esocidae <u>Esox lucius</u> (Linné)	Grand brochet
Cyprinidae <u>Cyprinus carpio</u> (Linné) <u>Semotilus corporalis</u> (Mitchill)	Carpe Quitouche
Catostomidae <u>Carpionodes cyprinus</u> (Lesueur) <u>Catostomus commersoni</u> (Lacépède) <u>Moxostoma anisurum</u> (Rafinesque) <u>Moxostoma carinatum</u> (Cope) <u>Moxostoma macrolepidotum</u> (Lesueur)	Couette Meunier noir Suceur blanc Suceur ballot Suceur rouge
Ictaluridae <u>Ictalurus punctatus</u> (Rafinesque) <u>Ictalurus nebulosus</u> (Lesueur)	Barbue de rivière Barbotte brune
Gadidae <u>Lota lota</u> (Linné)	Lotte
Percichthyidae <u>Morone americana</u> (Gmelin)	Baret

ANNEXE I (suite)

Nom scientifique	Nom français
Centrarchidae	
<u>Micropterus dolomieu</u> (Lacépède)	Achigan à petite bouche
<u>Lepomis gibbosus</u> (Linné)	Crapet-soleil
<u>Ambloplites rupestris</u> (Rafinesque)	Crapet de roche
<u>Pomoxis nigromaculatus</u> (Lesueur)	Marigane noire
Percidae	
<u>Perca flavescens</u> (Mitchill)	Perchaude
<u>Stizostedion vitreum</u> (Mitchill)	Doré jaune
Petromyzontidae	
<u>Petromyzon marinus</u> (Linné)	Lamproie marine

ANNEXE II

Résultat du test de comparaison multiple de Newman-Keuls
effectué sur l'abondance relative moyenne des poissons

Station	Abondance relative moyenne (Poissons)
<hr/>	
E2	08 _a
Z	16 _{ab}
D2	21 _{ab}
Canal	25 _{ab}
D7	34 _{bc}
C2	49 _c

Note: Les moyennes présentant en indice la même lettre ne
sont pas significativement différentes.

ANNEXE III

Résultat du test de comparaison multiple de Newman-Keuls
effectué sur l'indice de diversité moyen

Station	Indice de diversité moyen (Poissons)
E2	0,53 _a
C2	1,11 _{ab}
D7	1,78 _b
D2	1,80 _b
Canal	1,92 _b
Z	2,08 _b

Note: Les moyennes présentant en indice la même lettre ne
sont pas significativement différentes.

ANNEXE IV

Liste des codes utilisés pour l'analyse factorielle des correspondances

Code	Signification
Nom de la station; 1	Station échantillonnée en mai
Nom de la station; 2	Station échantillonnée en juin
Nom de la station; 3	Station échantillonnée en juillet
Nom de la station; 4	Station échantillonnée en août
Nom de la station; 5	Station échantillonnée en septembre
Nom de la station; 6	Station échantillonnée en octobre
AMC	Poisson-castor
APB	Achigan à petite bouche
BAB	Barbotte brune
BAP	Baret
BAR	Barbue de rivière
CAR	Carpe
COT	Couette
CRR	Crapet de roche
CRS	Crapet-soleil
DRJ	Doré jaune
EST	Esturgeon jaune
GRB	Grand brochet
LAM	Lamproie de mer
LOT	Lotte
MAN	Marigane noire
MEN	Meunier noir
OUT	Quitouche
PER	Perchaude
SBA	Suceur ballot
SUB	Suceur blanc
SUR	Suceur rouge